



ANDRÉ LUIZ VIVAS DE CARVALHO

**Sensibilidade de índices de qualidade da água ao impacto do
rompimento da Barragem do Fundão em Mariana -MG**

LAVRAS-MG

2023

ANDRÉ LUIZ VIVAS DE CARVALHO

**Sensibilidade de índices de qualidade da água ao impacto do rompimento da Barragem
do Fundão em Mariana -MG**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à
Universidade Federal de Lavras, como parte
das exigências do Curso de Engenharia
Ambiental e Sanitária, para obtenção do título
de Bacharel.

Prof. Marcelo Vieira da Silva Filho

Orientador

Prof. (a) Camila Silva Franco

Coorientador (a)

LAVRAS-MG

2023

AGRADECIMENTOS

Em primeiro lugar, gostaria de expressar minha gratidão aos meus pais, Luiz Gonsaga Vivas de Carvalho e Maria Ester Vivas de Carvalho, por todo o esforço que fizeram para me permitir cumprir essa árdua, enriquecedora e linda jornada. Sou grato pelos valores que me ensinaram, bem como pelo amor, carinho, paciência e compreensão que sempre demonstraram.

Expresso minha profunda gratidão aos meus avós, Conceição Batista Vivas, Judi Moreira de Carvalho e Antônio Patrício de Carvalho, por acreditarem em mim e por serem fontes de apoio e amor incondicional ao longo dos anos.

Agradeço a toda a minha família e amigos por acreditarem na minha competência e por serem uma fonte constante de carinho e apoio ao longo de minha vida.

Sou imensamente grato à Preserva Jr e ao Centro Acadêmico de Engenharia Ambiental por todas as oportunidades e experiências enriquecedoras e inesquecíveis que me proporcionaram durante minha graduação.

Agradeço ao meu orientador, Marcelo Vieira da Silva Filho, e à minha coorientadora, Camila Silva Franco, por sua dedicação, ensinamentos, orientação e amizade ao longo do desenvolvimento deste trabalho. Sua sabedoria e exemplo como professores foram e continuam sendo um privilégio para mim.

Expresso minha gratidão aos demais professores que me acompanharam ao longo da graduação, por compartilharem seu conhecimento e contribuírem para minha formação acadêmica.

Por fim gostaria de agradecer à Universidade Federal de Lavras e a todos os envolvidos no meu percurso acadêmico nessa instituição, pela oportunidade de crescimento e aprendizado.

RESUMO

Em vista dos impactos incisivos das ações antrópicas junto ao meio ambiente, em especial na qualidade das águas, o desenvolvimento de índices que venham qualificar os corpos hídricos são fundamentais para a obtenção de informações. No entanto, no caso específico da mineração, os impactos sobre os corpos d'água podem ser complexos e exigem uma análise mais particular. Neste contexto, objetivou-se estudar a aplicação de índices de qualidade de água existentes para avaliar a sensibilidade dos mesmos aos impactos causados no Rio Doce a partir do rompimento da Barragem do Fundão em Mariana - MG. Para tal, foram compilados dados provenientes de 22 estações de monitoramento do IGAM ao longo do Rio Doce (entre 2012 e 2019), possibilitando a realização de um estudo espacial e temporal relacionado à sensibilidade dos índices Índice de qualidade da água - IQA, Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público - IAP, Canadian Council of Ministers of the Environmental Water Quality Index - CCME e o *índice modificado* (produto do IQA com CCME). Conforme análise comparativa entre os índices o IAP apresentou um coeficiente de determinação (R^2) de 89% para o IQA e de 90% para o *índice modificado*. Todavia, com IAP foram observados mais *outliers*, procedendo na avaliação de valores mais baixos de qualidade da água conforme classificação da CETESB. Constatou-se que índices tradicionais utilizados no Brasil, como o IQA, podem não ser tão representativos e sensíveis ao capturar e mensurar adequadamente os impactos. Todavia, tal segmento de pesquisa é essencial para uma análise mais abrangente e sensível, crucial para o desenvolvimento de estratégias eficazes de gestão ambiental, visando preservação dos recursos hídricos em regiões onde a mineração desempenha um papel significativo.

Palavras-chave: Impactos antrópicos. Rio Doce. IAP.

ABSTRACT

In view of the incisive impacts of anthropogenic actions on the environment, especially regarding water quality, the development of indices to assess water bodies is crucial for obtaining information. However, in the specific case of mining, the impacts on water bodies can be complex and require a more detailed analysis. In this context, the objective was to study the application of existing water quality indices to evaluate their sensitivity to the impacts caused in Rio Doce after the rupture of the Fundão Dam in Mariana - MG. To achieve this, data from 22 monitoring stations from IGAM along the Rio Doce (between 2012 and 2019) were compiled, enabling a spatial and temporal study related to the sensitivity of the Índice de qualidade da água - IQA, Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público - IAP, Canadian Council of Ministers of the Environmental Water Quality Index - CCME, and the *modified index* (product of WQI with CCME). According to a comparative analysis between the indices, IAP presented a coefficient of determination (R^2) of 89% for WQI and 90% for the modified index. However, with IAP, more outliers were observed, leading to the assessment of lower water quality values according to CETESB classification. It was found that traditional indices used in Brazil, such as IQA, may not be as representative and sensitive when capturing and measuring the impacts adequately. Nevertheless, this research segment is essential for a more comprehensive and sensitive analysis, crucial for the development of effective environmental management strategies, aiming to preserve water resources in regions where mining plays a significant role.

Keywords: Anthropogenic impacts. Rio Doce. IAP.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE.....	6
1. INTRODUÇÃO.....	6
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	7
2.1 Qualidade das Águas.....	7
2.2 Processos de poluição da água.....	10
2.3 Processos de poluição das águas associados à atividade de mineração.....	11
2.4 Gestão das águas de Minas Gerais.....	12
2.4.1 Programa Águas de Minas.....	12
2.5 Índices de qualidade da água.....	14
2.5.1 IQA.....	15
2.5.2. IAP.....	19
2.5.3. CCME - WQI.....	21
2.5 Desastres ambientais relacionados à atividade minerária em Minas Gerais.....	24
2.6 Análises Estatísticas (Mann-Whitney).....	25
3. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	26
SEGUNDA PARTE.....	27
ARTIGO - ANÁLISE TEMPORAL E ESPACIAL DA SENSIBILIDADE DA APLICAÇÃO DO IQA, IAP E CCME PARA ESTUDO DO IMPACTO DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DO FUNDÃO EM MARIANA -MG.....	27
REFERÊNCIAS.....	42

PRIMEIRA PARTE

1. INTRODUÇÃO

Caracterizada como um dos direitos fundamentais estipulados ao ser humano (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2000), a água é uma necessidade para a manutenção da vida no planeta, atuando diretamente no equilíbrio no corpo humano, em processos fisiológicos, regulação da temperatura corporal e na movimentação de substâncias. Neste caso, o recurso hídrico é de extrema valia para economia, utilizada incessantemente na produção de bens de consumo relevantes à sociedade, portanto, gerando influência direta em índices econômicos de um país.

Todavia, vale ressaltar a importância da discussão sobre a crise global de água, visto que, muitas de suas fontes estão sofrendo com a poluição e a recarga inadequada de bacias. Assunto que se estabelece como principal pauta na Conferência da ONU sobre a água - 2023, objetivando-se a conscientização sobre o problema e delimitando metas internacionais de acordo com a Agenda 2030 de desenvolvimento sustentável (UNITED NATIONS, 2023).

Pode-se correlacionar os problemas ecológicos diretamente com o atual molde de modelos econômicos no mundo, implicando diretamente no avanço da industrialização, agricultura e o intenso processo de extração de recursos naturais (SCHULZ, 2011; TAPIA-FOLLEM et al., 2017). Tais eventos podem vir a elevar os níveis de matéria orgânica, nutrientes, micropoluentes entre outros compostos nos cursos d'água. Ações que ao longo do anos vêm implicando na diminuição da concentração de oxigênio, aumento da concentração de DBO (demanda bioquímica de oxigênio), aumento de fósforo entre outras variáveis, que possam vir a alterar as características naturais e qualidade daquele respectivo recurso hídrico (REBOUÇAS, 1997).

No Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil, divulgado pela Agência Nacional de Águas - ANA (2021), foi identificado que 11% do consumo de água no país é direcionado à atividade industrial, sendo que 2% do total são atrelados à mineração. Valores significativos já que a atividade representa 1,2% do PIB do país (IEM, 2019), se instaurando como área vital na geração de empregos e recolhimento de impostos (BARRETO, 2001).

Entretanto, o setor é conhecido por seus significativos impactos ambientais, caracterizando-se por mudanças abruptas na paisagem devido à necessidade do processo extrativo de minérios (BITAR, 1997). Outro fator está relacionado à geração de efluentes ricos em metais pesados, que por sua vez trazem uma grande preocupação perante a

possibilidade de contaminação dos corpos hídricos. Por conseguinte, é válido recordar dos incidentes ocorridos em Mariana e Brumadinho devido ao rompimento de barragens de rejeitos proveniente de processos de extração de minério de ferro.

Diante desse cenário, a legislação brasileira se sustenta por meio da Política Nacional de Recursos Hídricos. Instrumento legal estabelecido pela Lei Federal 9.433, de 08 de janeiro de 1997, que tem como um de seus principais objetivos o respaldo à qualidade da água e a garantia da condição para os diferentes usos. Consequentemente, nota-se que a determinação da qualidade da água é de extrema importância para avaliações de contaminações ao meio, o que segundo Carrol et al. (2006), vem a possibilitar a elaboração de estratégias de desenvolvimento sustentável e garantir a prevenção ao risco, inerentes ao meio ambiente ou a saúde pública.

Assim sendo, a disposição de uma análise temporal e espacial pela aplicação de índices de qualidade da água é crucial para o entendimento das variações ao longo do tempo e espaço dos ecossistemas, já que a análise é um procedimento complexo e de distintas variáveis. O que torna imprescindível o avanço de pesquisas nessa área, já que as mesmas são essenciais para garantir a proteção e a conservação dos recursos hídricos, contribuindo diretamente para o desenvolvimento sustentável do país.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Qualidade das Águas

A qualidade das águas pode ser caracterizada como uma mistura complexa composta de 33 substâncias físicas e químicas distintas (RICHTER; NETTO, 1991). Consequentemente, a identificação das concentrações dessas substâncias presentes cabe a procedimentos analíticos de extrema sofisticação, habitualmente efetuados exclusivamente por laboratórios de análise especializados e certificados, possibilitando uma avaliação precisa e holística da qualidade da água.

Os primeiros registros sobre o tema em legislação são provenientes a Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986 (BRASIL, 1986). que dispunha da classificação das águas doces, salobras e salinas essencial à defesa de seus níveis de qualidade, avaliados por parâmetros e indicadores específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes. Por conseguinte em debate junto à saúde pública, veio em meio a criação do Departamento Nacional de Saúde Pública (DNSP) através do decreto-lei nº 3.987 no ano de 1920, esse que

tinha como objetivo reorganizar os serviços de saúde da época, extinguindo a até então vigente Diretoria-Geral de Saúde Pública.

Os primeiros registros da inserção do tema em debate junto à saúde pública, veio em meio a criação do Departamento Nacional de Saúde Pública (DNSP) através do decreto-lei nº 3.987 no ano de 1920, esse que tinha como objetivo reorganizar os serviços de saúde da época, extinguindo a até então vigente Diretoria-Geral de Saúde Pública.

Todavia, em 17 de março de 2005 foi promulgada a Resolução CONAMA nº 357 (BRASIL, 2005), se configurando como uma ferramenta de extrema valia na manutenção da qualidade da água. Seu principal enfoque está relacionado à classificação dos cursos d'água brasileiros, se dispondo da delimitação de valores máximos de variáveis físicas e químicas para cada classe de corpo hídrico (Quadros 1, 2).

Quadro 1. Padrões de qualidade para corpos hídricos de classe 1 - Águas Doces

Padrão	Valor máximo
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
Alumínio dissolvido	0,1 mg/L Al
Arsênio total	0,01 mg/L As
Bário total	0,7 mg/L Ba
Cádmio total	0,001 mg/L Cd
Chumbo total	0,01 mg/L Pb
Cianeto livre	0,005 mg/L CN
Cloreto total	250,0 mg/L Cl
Cobre dissolvido	0,009 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	0,3 mg/L Fe
Fósforo total (ambiente lêntico)	0,020 mg/L P
Fósforo total (ambiente intermediário)	0,025 mg/L P
Fósforo total (ambiente lótico)	0,1 mg/L P
Manganês total	0,1 mg/L Mn
Mercúrio total	0,0002 mg/L Hg

Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N
pH	6 a 9
Zinco total	0,18 mg/L Zn

(BRASIL, 2005)

Quadro 2. Padrões de qualidade para corpos hídricos de classe 3 - Águas Doces

Padrão	Valor MÁXIMO
Sólidos dissolvidos totais	500 mg/L
Alumínio dissolvido	0,2 mg/L Al
Arsênio total	0,033 mg/L As
Bário total	1,0 mg/L Ba
Boro total	0,75 mg/L B
Cádmio total	0,01 mg/L Cd
Chumbo total	0,033 mg/L Pb
Cianeto livre	0,022 mg/L CN
Cloreto total	250 mg/L Cl
Cobre dissolvido	0,013 mg/L Cu
Cromo total	0,05 mg/L Cr
Ferro dissolvido	5,0 mg/L Fe
Fósforo total (ambiente lêntico)	0,05 mg/L P
Fósforo total (ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, e tributários diretos de ambientes lênticos)	0,075 mg/L P
Fósforo total (ambiente lótico e tributários de ambientes intermediários)	0,15 mg/L P
Manganês total	0,5 mg/L Mn
Mercúrio total	0,002 mg/L Hg
Nitrato	10,0 mg/L N
Nitrito	1,0 mg/L N
pH	6 a 9
Zinco total	5 mg/L Zn

(BRASIL, 2005)

2.2 Processos de poluição da água

A partir de um aspecto geral podemos afirmar que a poluição se trata de qualquer alteração de um determinado ecossistema devido às ações antrópicas, por meio de substâncias ou energia que conseqüentemente venha a trazer danos ao meio (MATOS, 2010).

Diante do exposto, é importante salientar uma das principais formas de poluição incidentes no país, a poluição hídrica. Essa pode ser dividida em cinco naturezas: poluição térmica, biológica, radioativa, sedimentar e química. De acordo com Rosa, Fraceto e Moschini-Carlos (2012) podemos classificá-las da seguinte forma:

Poluição térmica: Caracterizada pela inserção de águas aquecidas no ambiente aquático, podem levar a alterações químicas e biológicas. Proveniente de siderúrgicas e usinas termelétricas.

Poluição biológica: Está relacionada diretamente com a poluição através de esgoto doméstico, podendo conter bactérias, protozoários, vírus.

Poluição radioativa: Poluição geralmente identificada em mares, proveniente do lançamento de resíduos radioativos gerados por usinas e indústrias.

Poluição sedimentar: Afeta diretamente os parâmetros físico-químicos do curso d'água, como aumento da turbidez. Está associado diretamente a inserção de sedimentos no meio aquático, podendo causar o assoreamento do mesmo.

Poluição química: Oriunda do setor industrial, causando contaminação a partir do despejo de plástico, solventes, agrotóxicos, metais, entre outros. Podem ser caracterizados como de difícil degradação, ou fácil degradação, como é o caso da matéria orgânica e gorduras.

Vale ressaltar que a contaminação dos recursos hídricos podem ser originadas de fontes pontuais e difusas. A identificação de uma fonte de poluição pontual consiste em um processo mais simples de diagnóstico e remediação, como o despejo do efluente contaminado de uma indústria em um ponto específico. Por outro lado, existe a poluição difusa, na qual a emissão ou despejo de contaminantes ocorre em uma área extensa, o que dificulta o processo de revitalização da área (SODRÉ, 2012).

É importante que a variação de sazonalidade também venha a ser considerada, pois a mesma pode vir a ter impacto direto sobre as fontes difusas, contribuindo significativamente para a queda de qualidade da água (PRATTE-SANTOS; TERRA; AZEVEDO JUNIOR, 2023). Tais investigações são essenciais para a criação de um paralelo da variação de

flutuação sazonal relacionado as variáveis de qualidade em diferentes contextos regionais (OUYANG et al., 2006).

2.3 Processos de poluição das águas associados à atividade de mineração

No contexto de poluição industrial, é interessante direcionar a atenção para a indústria de mineração no país. Consolidada como um dos pilares da economia brasileira (VIEIRA et al., 2015) e com grande percentual de participação do comércio internacional, a atividade mineradora também apresenta grandes riscos, principalmente no que tange ao tema “impacto ambiental”. Ela está diretamente relacionada aos danos socioambientais e as perdas significativas das condições do ecossistema local, como fauna e flora, e poluição de recursos hídricos (PASSOS et al., 2017).

Em estudo efetuado por Mello (2015), o autor descreve que a atuação de mineradoras vem a acentuar a lixiviação de sedimentos para os corpos hídricos locais, o que evidencia o aumento de turbidez indesejável para lagos, rios e córregos da área de influência. Evento esse extremamente nocivo aos processos bioquímicos dos cursos d’água, podendo alterar as taxas de fotossíntese do meio.

Outra inquietação em relação às atividades minerárias, está diretamente relacionada à alta concentração de metais pesados que compõem os rejeitos oriundos do processo de extração mineral, como Prata (Ag), Arsênio (As), Chumbo (Pb) e Cádmiio (Cd). Altas concentrações dessas substâncias em solução ou dispostas nos sedimentos, podem vir a representar um risco significativo para organismos vivos. Como evidenciado em estudo realizado por Quadra et al. (2019), que demonstraram a presença de citogenotoxicidade nas áreas afetadas pelos resíduos provenientes do rompimento da barragem de Mariana, e ressaltaram a preocupação com os potenciais efeitos negativos dos metais na biota local.

Em conformidade com estudo realizado por Guerra et al. (2017) se atentando a elementos potencialmente tóxicos presentes no “rejeito do Fundão”, observou-se que, apesar da natureza heterogênea contemplada pelo efluente, as altas concentrações de As (alcançando até 139 mg kg^{-1}) e Mn (chegando a 2410 mg kg^{-1}) detectadas, estão dentro das faixas normalmente observadas nos solos de referência da região do Quadrilátero Ferrífero. O método de percolação empregado para determinação do potencial de toxicidade, não foi capaz de revelar indícios de periculosidade relacionada ao Arsênio, apesar de ter-se notado um considerável grau de concentração intrínseca de Manganês na fração móvel, enfatizando a importância de se proceder à avaliação de longo prazo na região.

2.4 Gestão das águas de Minas Gerais

O Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM), corresponde a uma autarquia do estado de Minas Gerais. Pela lei nº 12.584, de 17 de julho de 1997, foi-lhe atribuída a responsabilidade da gestão e controle dos recursos hídricos do estado. O que lhe confere a missão de garantir água para as atuais e futuras gerações, promovendo uma gestão integrada e sustentável. Dentre as suas atribuições, o IGAM tem como responsabilidade monitorar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas em Minas Gerais e realizar estudos e pesquisas sobre a disponibilidade e qualidade da água no estado, possibilitando a elaboração de planos estratégicos a fim de garantir a gestão dos recursos hídricos. Vale ressaltar que o IGAM também atua como órgão fiscalizador das bacias hidrográficas do estado, se respaldando através da emissão de outorgas ou sanções em casos de descumprimento da lei.

2.4.1 Programa Águas de Minas

O monitoramento da qualidade das águas superficiais se dá pelo então denominado Programa “Águas de Minas”. Executado desde 1997, o projeto é formado por uma rede básica de monitoramento de qualidade de águas superficiais, contando com a utilização de mais de 657 estações de amostragem distribuídas ao entorno das bacias hidrográficas dos rios São Francisco, Grande, Doce, Paranaíba, Paraíba do Sul, Mucuri, Jequitinhonha, Pardo, Buranhém, Itapemirim, Itabapoana, Itanhém, Itaúnas, Jucuruçu, Peruípe, São Mateus e Piracicaba/Jaguari. Conseqüentemente, em sua atualidade o programa possui densidade de 1,15 estações a cada 1.000 km² (IGAM, 2023), onde visa seguir a base dos modelos já experienciados em países membros da União Europeia (1 estação/1.000 km²).

A maioria das estações de monitoramento realiza quatro campanhas de amostragem por ano com uma frequência trimestral, enquanto para as estações situadas nas calhas dos rios das Velhas, Doce e Paraopeba foram empregados um cronograma mensal. Durante campanhas de coleta completa, estabelecidas em janeiro, fevereiro, março (JFM) e julho, agosto e setembro (JAS) (chuva e estiagem, respectivamente), são examinados ao todo 60 critérios de qualidade de água. Entretanto vale ressaltar que esses critérios não são analisados em todas as estações componentes do programa, já que, em campanhas intermediárias, gerenciadas entre os meses de abril, maio, junho, outubro, novembro e dezembro, (períodos

de transição), são avaliados apenas 19 parâmetros selecionados. O Quadro 3 apresenta uma lista dos indicadores de qualidade de água que são avaliados em Minas Gerais.

Quadro 3. Variáveis de qualidade de água avaliados nas estações de amostragem do Programa Águas de Minas

Variáveis monitoradas no Programa Águas de Minas		
Alcalinidade total	Dureza total	Óleos e graxas
Alumínio dissolvido	Ensaio ecotoxicológico	Oxigênio dissolvido
Arsênio Dissolvido	Escherichia coli/colif. termotolerantes	Perfil Térmico
Arsênio total	Estanho total	pH in loco
Bário total	Fenóis totais	Potássio dissolvido
Boro total	Feofitina	Saxitoxina
Cádmio total	Ferro dissolvido	Selênio total
Cálcio total	Ferro total	Sódio dissolvido
Chumbo total	Fitoplâncton	Sólidos dissolvidos totais
Cianeto	Livre Fósforo total	Sólidos em suspensão totais
Cloreto total	Macroinvertebrados bentônicos	Sólidos sedimentáveis
Clorofila a	Magnésio total	Sólidos totais
Cobre dissolvido	Manganês total	Substâncias tensoativas
Coliformes totais	Mercúrio total	Sulfato total
Condutividade elétrica in loco	Microcistina#	Sulfeto
Cor verdadeira	Níquel total	Temperatura da água
Cromo total	Nitrato	Temperatura do ar
Demanda Bioquímica de Oxigênio	Nitrito	Transparência da água
Demanda Química de Oxigênio	Nitrogênio amoniacal total	Turbidez
Densidade de cianobactérias	Nitrogênio orgânico	Zinco total

IGAM (2023)

2.5 Índices de qualidade da água

Os índices em geral surgem em meio à complexidade do estudo individual de diversas variáveis para a expressão de uma única conclusão. Não obstante, diante desse contexto também se dá extremamente presente a criação de indicadores qualitativos para a qualidade da água, o que possibilita a identificação de ameaças ambientais, e ajuda nas tomadas de decisões no que envolve a gestão de recursos hídricos. Segundo Abbasi e Abbasi (2011), os índices dos tempos modernos e pós-modernos correspondem a medidas sintetizadas que visam combinar diversas variáveis físicas e químicas.

Vale salientar que a utilização dos mesmos também torna a avaliação da água mais democrática, tornando o público mais consciente do estado das águas superficiais ao seu entorno (TYAGI et al., 2013). Consequentemente, a partir de distintos contextos no que tange os corpos hídricos, surgem diferentes demandas para a análise de qualidade da água. Todavia, como pode ser observado no Quadro 4, em meio a necessidade inúmeros índices vieram a ser desenvolvidos por pesquisadores ao redor do mundo.

Quadro 4. Índices internacionais da qualidade da água

Sigla	Índice	Variáveis utilizadas	Autor
NSFWQI	National Sanitation Foundation Water Quality Index	pH; DBO; Coliformes totais; NO ₃ ; P; Temperatura da água; Cl-; Altitude; Oxigênio dissolvido; Sólidos totais; Turbidez; ΔT	Carroll et al., 2006
WQI	Water Quality Index	Oxigênio dissolvido; pH; DBO5; Temperatura; Sólidos suspensos e Turbidez	Gupta et al., 2003; Chaturvedi & Bassin, 2009; Rocha et al., 2015; Sener et al., 2017
CPI	Comprehensive Pollution Index	Variáveis são atribuídas conforme o interesse do pesquisador	Matta et al., 2017

OPI	Organic Pollution Index	pH; EC; NH ₄ ⁺ ; NO ₂ ⁻ ; NO ₃ ⁻ ; PO ₄ ³⁻ ; Turbidez; Fe; Mn; Al; SiO ₂ ; DBO ₅ ; Oxigênio dissolvido; Sólidos suspensos; Pb; Cd; Zn; Cu; Germes Totais (TG); Coliformes Totais (TC); Coliformes Fecais (FC); estreptococos fecais (FS)	Mezbour et al., 2018
EI	Eutrophication Index	Demanda química de oxigênio (COD); Nitrogênio inorgânico dissolvido (DIN); Fósforo inorgânico dissolvido (DIP)	Liu et al., 2011
CCME	Canadian Council of Ministers of the Environmental Water Quality Index	Variáveis são atribuídas conforme o interesse do pesquisador	SAFFRAN; CASH; HALLARD, 2001

2.5.1 IQA

No Brasil, a partir de um estudo realizado em 1970 pela National Sanitation Foundation dos Estados Unidos, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), veio a adaptar e desenvolver o Índice de Qualidade das Águas (IQA). Esse indicador apresenta ênfase na avaliação da qualidade das águas para abastecimento público no país.

O processo de criação do IQA se deu através de uma pesquisa de opinião realizada junto a diversos especialistas na área de qualidade da água. Onde, a partir da análise inicial de 35 variáveis indicadores, apenas 9 foram selecionadas para compor o índice (CETESB, 2017). Conseqüentemente, a cada uma dessas variáveis foram atribuídos valores “rating” como é apresentado na Tabela 1.

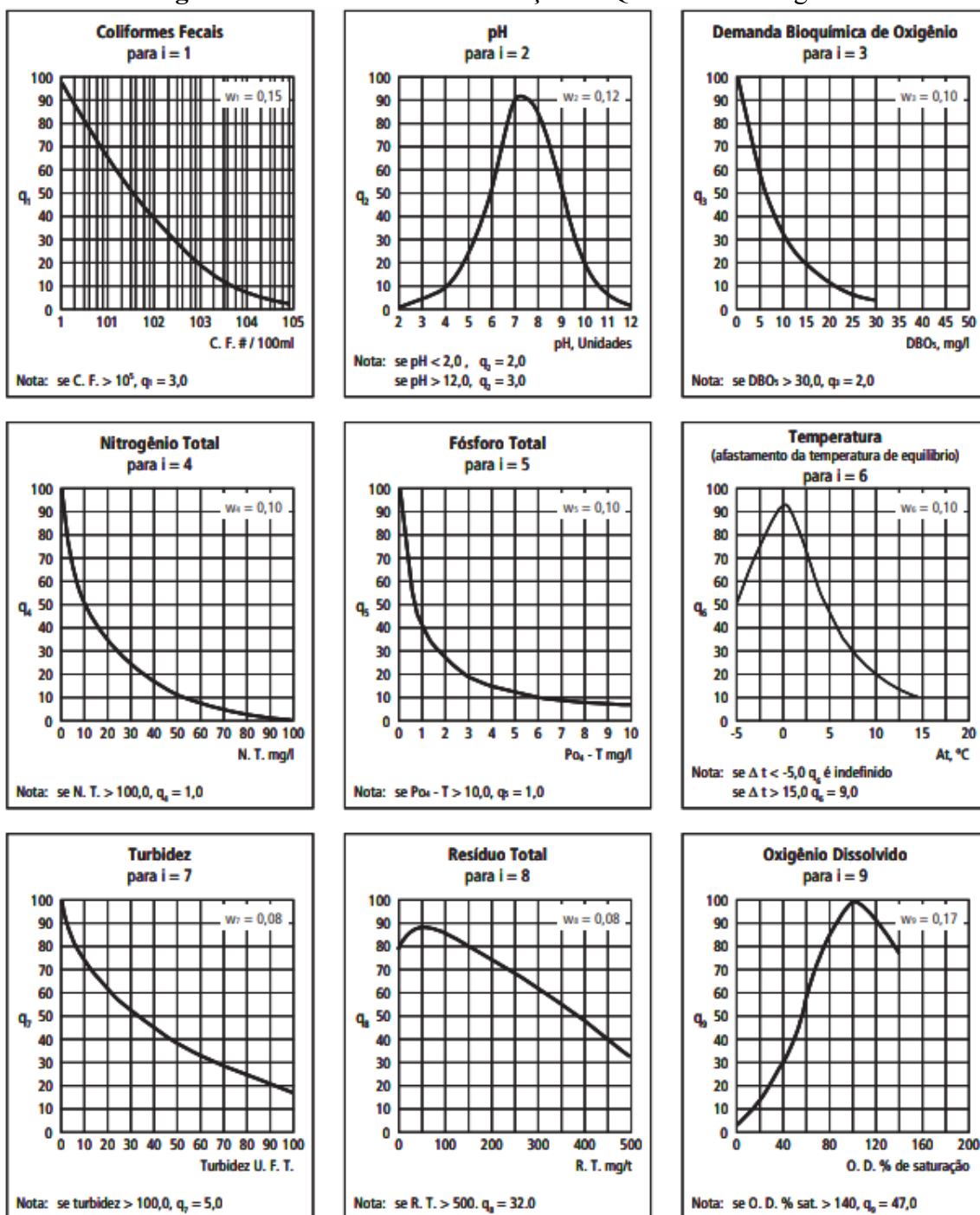
Tabela 1. Parâmetros de Qualidade da Água do IQA e respectivo peso

Parâmetro de Qualidade Da Água	Peso (W)
Oxigênio dissolvido	0,17
Coliformes termotolerantes	0,15
Potencial hidrogeniônico - pH	0,12
Demanda Bioquímica de Oxigênio - DBO5,20	0,10
Temperatura da água	0,10
Nitrogênio total	0,10
Fósforo total	0,10
Turbidez	0,08
Resíduo total	0,08

Fonte: IGAM (2012)

A partir da seleção das variáveis, foram estabelecidas curvas a fim de representar a avaliação da qualidade da água em função da alteração de cada variável no curso d'água. Tais dados foram sintetizadas em um conjunto de curvas médias, juntamente com seu peso relativo correspondente, conforme apresentado na Figura 1.

Figura 1. Curvas Médias de Variação de Qualidade das Águas



IGAM (2012)

A partir da qualidade do i-ésimo parâmetro (q), um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida, se faz possível o cálculo do IQA (Equação 1) a partir de um produtório ponderado:

$$IQA = \prod_{i=1}^n \cdot qi^{wi} \quad (\text{Equação 1})$$

onde:

IQA: Índice de Qualidade das Águas, um número entre 0 e 100;

qi: qualidade do i-ésimo parâmetro;

wi: peso correspondente ao i-ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade, sendo que:

em que:

n: número de variáveis que entram no cálculo do IQA.

Efetuada o cálculo se torna possível classificar a qualidade da água a partir de um número que varia de 0 a 100, estabelecendo assim diferentes categorias de classes para aquele corpo hídrico em análise como representado no Quadro 5.

Quadro 5 – Classes do Índice de Qualidade da Água e seu Significado

Valor do IQA	Classes	Significado
$90 < IQA \leq 100$	Excelente	Águas apropriadas para tratamento convencional visando ao abastecimento público.
$70 < IQA \leq 90$	Bom	
$50 < IQA \leq 70$	Médio	
$25 < IQA \leq 50$	Ruim	Águas impróprias para tratamento convencional visando ao abastecimento público, sendo necessários tratamentos
$IQA \leq 25$	Muito Ruim	

Fonte: CETESB (2008); IGAM (2021)

2.5.2. IAP

Outro indicador utilizado pelos órgãos brasileiros é o Índice de Qualidade das Águas Brutas para Fins de Abastecimento Público (IAP). O indicador em questão tem sua principal aplicação em pontos de amostragem de rios e reservatórios que possam vir a ser utilizados para o abastecimento público.

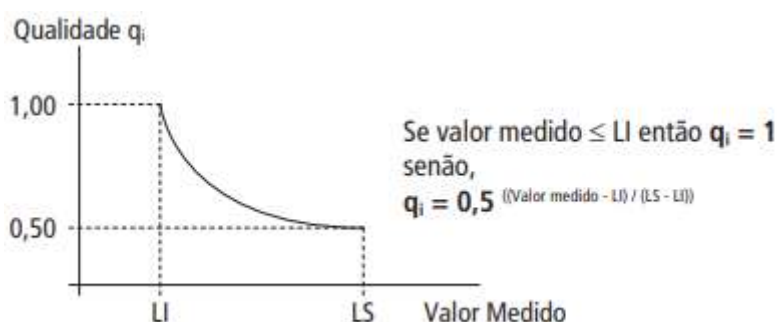
O índice é concebido através da ponderação dos valores de IQA com o Índice de Substâncias Tóxicas e Organolépticas (ISTO) de cada amostra analisada. Adicionando mais duas categorias de variáveis na avaliação da qualidade da água, no qual estão presentes o grupo de substâncias tóxicas e o grupo das variáveis Organolépticas (CETESB, 2017).

Substâncias Tóxicas: Potencial de Formação de Trihalometanos (PFTHM), Número de Células de Cianobactérias, Cádmio, Chumbo, Cromo Total, Mercúrio e Níquel;

Substâncias Organolépticas: Ferro, Manganês, Alumínio, Cobre e Zinco.

Como na classificação do IQA, são atribuídas curvas para a determinação da qualidade (q_i) de cada substância correspondente ao indicador. Todavia, são estabelecidos um limite inferior e superior de medição de cada parâmetro (Quadro 6), correlacionado a determinação de q_i com valores variando entre 1 e 0,5.

Figura 2. Curva de determinação de q_i



Valor medido \leq LI: águas adequadas para o consumo humano. Atendem aos padrões de potabilidade da Portaria 2914/11 do Ministério da Saúde em relação às variáveis avaliadas.

LI < Valor medido \leq LS: águas adequadas para tratamento convencional ou avançado. Atendem aos padrões de qualidade da classe 3 da Resolução CONAMA 357/05 em relação às variáveis determinadas.

Valor medido > LS: águas que não devem ser submetidas apenas a tratamento convencional. Não atendem aos padrões de qualidade da classe 3 da Resolução CONAMA 357/05 em relação às variáveis avaliadas.

Quadro 6. Limites Superiores e Inferiores dos metais e PFTHM

Grupo	Variáveis	Unidade	Limite Inferior	Limite Superior
Tóxicos	Cádmio	mg/L	0,005	0,01
	Chumbo	mg/L	0,01	0,033
	Cromo Total	mg/L	0,05	0,059
	Níquel	mg/L	0,02	0,025
	Mercúrio	mg/L	0,001	0,002
	PFTHM	µg/L	373	461
Organolépticos	Alumínio	mg/L	0,2	2
	Cobre	mg/L	2	8
	Ferro	mg/L	0,3	5
	Manganês	mg/L	0,1	0,5
	Zinco	mg/L	5	5,9

Vale ressaltar que através da implementação da Portaria 2914/11 (BRASIL, 2011) do Ministério da Saúde e a Resolução CONAMA 357/05, foram estabelecidas padrões de qualidade para o Número de Células de Cianobactérias, variável essa que atribuía um déficit para o indicador, já que, o mesmo ignorava a presença de algas nos corpos d'água. Logo, em 2005 pesquisadores brasileiros optaram pela inclusão da variável no ISTO. Segundo Azevedo (1998), sabe-se que cianobactérias podem vir a causar efeitos nocivos à saúde do ser humano devido a formação de produtos tóxicos, as cianotoxinas.

No Quadro 7 se encontram os respectivos “qi” conforme o volume de cianobactérias encontradas em amostra:

Quadro 7. Faixas de número de células de cianobactérias e a respectiva taxaço para o cálculo do ISTO

Níveis	Taxação (qNCC)
Nº. de células ≤ 20.000	1,00
$20.000 < \text{Nº. de células} \leq 50.000$	0,80
$50.000 < \text{Nº. de células} \leq 100.000$	0,70
$100.000 < \text{Nº. de células} \leq 200.000$	0,60
$200.000 < \text{Nº. de células} \leq 500.000$	0,50
Nº. de células > 500.000	0,35

Após determinada a qualidade (qi) de cada parâmetro correspondente ao ISTO, para o grupo de substâncias tóxicas (ST) se realiza a ponderação entre os dois menores valores encontrados no conjunto de variáveis (Equação 2). Enquanto para o grupo de substâncias organolépticas (SO) é realizado a média aritmética dos valores (Equação 3):

$$ST = \text{Min}1 \cdot \text{Min}2 \quad (\text{Equação 2})$$

$$SO = \frac{q_{Al} \cdot q_{Cu} \cdot q_{Zn} \cdot q_{Fe} \cdot q_{Mn}}{5} \quad (\text{Equação 3})$$

Por conseguinte, o ISTO (Equação 4) é igual ao produto do grupo de substâncias tóxicas com as substâncias organolépticas. Isto posto, se faz possível também a determinação do IAP (Equação 5):

$$ISTO = ST \cdot SO \quad (\text{Equação 4})$$

$$IAP = IQA \cdot ISTO \quad (\text{Equação 5})$$

2.5.3. CCME - WQI

O CCME, é um índice desenvolvido por uma subcomissão técnica de qualidade da água do Canadian Council of Ministers of the Environmental Water Quality Index - CCME

WQI. Sua confecção se deu mediante a fórmula desenvolvida a partir do “British Columbia Ministry of Environment, Lands and Parks”. Entretanto, ele incorpora modificações desenvolvidas pela província de Alberta e se assemelha ao Alberta Agricultural Water Quality Index - AAWQI (Wright, 1999).

Seu cálculo se sustenta em três pilares:

Abstrangência: o número de variáveis que não atendem aos objetivos de qualidade da água;

Frequência: o número de vezes em que esses objetivos não são atendidos;

Amplitude: a quantidade pela qual os objetivos não são atendidos.

A combinação desses três elementos visa a geração de um valor entre 0 e 100 que venha a definir a qualidade do curso hídrico em diferentes categorias como observado no Quadro 8 (CCME, 2021).

Quadro 8. Classes do Índice de Qualidade da Água e seu Significado

CCME Value	Class	Conclusion
$95 < \text{CCME} \leq 100$	Excelente	A qualidade da água é protegida com uma virtual ausência de ameaça ou deterioração; condições muito próximas aos níveis naturais ou prístinos
$80 < \text{CCME} \leq 95$	Bom	A qualidade da água é protegida com apenas um grau mínimo de ameaça ou deterioração; as condições raramente se afastam dos níveis naturais ou desejáveis
$65 < \text{CCME} \leq 80$	Regular	A qualidade da água geralmente é protegida, mas ocasionalmente ameaçada ou prejudicada; as condições às vezes se afastam dos níveis naturais ou desejáveis.
$45 < \text{CCME} \leq 65$	Ruim	A qualidade da água é frequentemente ameaçada ou prejudicada; as condições frequentemente se afastam dos níveis naturais ou desejáveis.
$\text{CCME} \leq 45$	Muito Ruim	A qualidade da água é quase sempre ameaçada ou prejudicada; as condições geralmente se afastam dos níveis naturais ou desejáveis.

Fonte: CETESB (2008); IGAM (2021)

Para a obtenção do índice são necessários o cálculo de 3 distintos fatores, F1, F2 e F3. Demonstrado na Equação 6, o fator 1 (F1) está relacionado a abrangência, ele visa determinar a quantidade de variáveis que não atendem aos padrões definidos para a mesma em relação ao total de variáveis analisadas:

$$F_1 = \left(\frac{\text{Número de variáveis falhas}}{\text{Número total de variáveis}} \right) \cdot 100 \quad (\text{Equação 6})$$

Já o fator 2 (F2), tem como objetivo analisar a frequência (Equação 7), observando a porcentagem de testes individuais que apresentaram falhas.

$$F_2 = \left(\frac{\text{Number of failed tests}}{\text{Total number of tests}} \right) \cdot 100 \quad (\text{Equação 7})$$

Com objetivo de descrever a amplitude das variáveis, se calcula o fator 3 (F3), que determina a quantidade de pela qual os valores de teste com falha não atendem aos seus objetivos. Todavia esse cálculo é segmentado em três passos:

i) O evento de "excursão" ocorre quando uma concentração individual excede (ou é inferior, no caso de um objetivo mínimo) o objetivo estabelecido. Para calcular a "excursão" em relação ao valor do teste, como apresentado na Equação 7, subtrai-se o valor do objetivo do valor do teste com falha e, em seguida, divide-se pelo objetivo:

$$exc_i = \left(\frac{\text{Valor do teste falho}}{\text{Objetivo}} \right) - \quad (\text{Equação 7})$$

Caso a variável analisada não possa ser inferior a valor padrão estabelecido, utiliza-se da Equação 8:

$$exc_i = \left(\frac{\text{Objetivo}}{\text{Valor do teste falho}} \right) - \quad (\text{Equação 8})$$

ii) A quantificação agregada da divergência dos testes individuais em relação aos seus objetivos é obtida por meio da agregação das excursões dos testes individuais e subsequente divisão pelo número total de testes (Equação 10), abrangendo tanto aqueles que alcançam os objetivos quanto aqueles que não os alcançam. Essa grandiosidade, conhecida como soma normalizada de excursões (NSE), é calculada mediante a seguinte equação:

$$nse = \frac{\sum_{i=1}^n \text{excursão}}{\# \text{ de testes}} \quad (\text{Equação 10})$$

iii) A determinação de F3 (Equação 11) é realizada por meio de uma função assintótica que efetua a escalonagem da soma normalizada das excursões em relação aos objetivos (NSE), proporcionando uma amplitude compreendida entre os extremos de 0 e 100.

$$F_3 = \left(\frac{nse}{0.01nse+0.01} \right) \quad (\text{Equação 11})$$

Após a obtenção dos valores correspondentes aos três fatores, o índice pode ser calculado a partir da Equação 12:

$$CCME = 100 - \left(\frac{\sqrt{F_1^2 + F_2^2 + F_3^2}}{1,732} \right) \quad (\text{Equação 12})$$

2.5 Desastres ambientais relacionados à atividade minerária em Minas Gerais

Como discutido na seção 1, a atividade minerária é de grande valia para a economia do país possuindo um dos principais focos de extração no estado de Minas Gerais. Segundo estudo de Rezende (2016), há 258.610,7 km² (44,09% do estado) em alguma fase de concessão para atividades mineradoras, e 64.530,62 km² (11,00% do estado) já foram concedidos ou liberados.

Dois grandes incidentes envolvendo a área se fazem presentes na história recente do país, como são os casos do rompimento da barragem de rejeitos do “Fundão” em Santa Rita Durão (distrito de Mariana - MG) e também o fatídico rompimento da barragem de Brumadinho, nos anos de 2015 e 2019 respectivamente. De acordo com informações dispostas no relatório sobre o rompimento da barragem de rejeitos Mariana (BRASIL, 2017) e

a CPI de Barragem de Brumadinho (BRASIL, 2019), os dois incidentes culminaram em aproximadamente 290 mortes, além de implicarem em danos socioambientais irreparáveis.

Em estudo realizado após incidente por Costa; Vasconcellos e Bravin (2018), foi constatado a partir de análise de variáveis de qualidade da água que, sob Rio do Carmo (afluente do Rio Doce), incidiam valores acima dos estabelecidos pela legislação. Referente aos parâmetros inorgânicos, foram observadas alterações nas concentrações de elementos como alumínio, arsênio, fósforo e manganês, além de identificar valores de turbidez fora dos requisitos normativos. Entretanto, não se pode relacionar tais alterações diretamente com o rompimento da barragem em Mariana-MG, existindo a possibilidade de tais valores elevados já serem recorrentes anteriormente ao desbarramento, o que leva a necessidade de mais estudos em relação ao incidente.

2.6 Análises Estatísticas (Mann-Whitney)

Os testes estatísticos foram criados com objetivo principal de analisar agrupamentos de dados e analisar informações importantes que poderiam culminar na validação dos mesmos baseando-se em princípios matemáticos e estatísticos, o que permite que os mesmos sejam ponderados de maneira precisa e confiável.

Em literatura são encontrados diferentes tipos de testes estatísticos, podendo citar entre eles os testes de hipótese, proporção, independência e correlação (MORETTIN; BUSSAB, 2017). Cada um desses modelos tem como objetivo analisar determinada categoria de agrupamento de dados e responder às diferentes perguntas propostas em um estudo estatístico, o que pode ajudar a evitar erros e distorções nas conclusões dos estudos

Mediante ao contexto em que o estudo se disponha de mensurações ordinais para as variáveis, é plausível que se empregue o teste estatístico de Wilcoxon-Mann-Whitney, ou também conhecido como teste de Mann-Whitney. O modelo em questão, trata-se de um teste não paramétrico, correspondente a um modelo matemático onde o objetivo é discernir se dois grupos independentes foram extraídos de uma mesma população de interesse. O mesmo é usado no contexto onde as suposições do teste t paramétrico não são atendidas, como quando os dados não seguem uma distribuição normal ou quando a escala de mensuração é ordinal (SIEGEL, 2006).

As hipóteses do teste são:

Hipótese nula (H_0): A mediana do grupo x é igual a mediana do grupo y , $p > 0,05$.

Hipótese alternativa (H_1): A mediana do grupo x é diferente da mediana do grupo y , $p \leq 0,05$.

A hipótese alternativa é considerada a partir da afirmação de que o valor-p seja menor ou igual ao nível de significância (0,05), todavia recusa-se a hipótese nula, concluindo que os dois grupos são estatisticamente distintos.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Nota-se que o tema “Qualidade da água” é um tema de extrema valia no atual cenário. Para tanto, há a mobilização de nações e organizações para a preservação dos recursos hídricos diante das presentes e futuras gerações. Para que, metas sejam estabelecidas e tecnologias sejam geradas a fim de garantir a manutenção do recurso. Entretanto, a complexidade do assunto implica na necessidade da área de estudo receber cada vez mais incentivos à pesquisa, possibilitando que avanços no tema venham remediar futuras contaminações da magnitude dos desastres citados.

Nesse contexto, o presente trabalho de conclusão de curso apresenta a avaliação de alguns índices de qualidade da água (IQA, IAP, CCME) para o estudo de sensibilidade dos impactos na bacia do Rio Doce após o rompimento da barragem do “Fundão”. Para isso, contou-se com a disposição de análises temporais e espaciais da variação da qualidade da água na área de pesquisa.

SEGUNDA PARTE

ARTIGO - ANÁLISE TEMPORAL E ESPACIAL DA SENSIBILIDADE DA APLICAÇÃO DO IQA, IAP E CCME PARA ESTUDO DO IMPACTO DO ROMPIMENTO DA BARRAGEM DO FUNDÃO EM MARIANA -MG

André Luiz Vivas de Carvalho, e Camila Silva Franco, Marcelo Vieira-Filho

A partir do banco de dados do Repositório do IGAM, proveniente do projeto “Águas de Minas”, foram selecionadas 1720 amostras de água a partir de informações de 22 estações de monitoramento de qualidade, correspondentes ao período de 2012 a 2019. Objetivou-se no estudo a aplicação dos índices IQA, IAP, CCME e *Índice Modificado*, possibilitando o desenvolvimento de análises temporais e espaciais do evento de rompimento da Barragem do Fundão em Mariana, com a finalidade de descrever a sensibilidade dos mesmos para com eventos dessas características. Como resultado observou-se que, o IAP mostrou maior sensibilidade perante os outros índices, registrando valores próximos da nulidade (*muito ruins*, conforme classificação CETESB). O *Índice Modificado* e o IQA apresentaram coeficiente de determinação (R^2) de 90% e 89% em relação a IAP, se mostrando favoráveis a análise de sensibilidade dos impactos do evento, todavia, a IAP foi capaz de identificar maior presença de *outliers* que corroboram para valores insatisfatórios de qualidade da água.

Palavras-chave: Impactos antrópicos. Rio Doce. IAP.

INTRODUÇÃO

Caracterizado como um dos maiores desastres ambientais do Brasil e do mundo, o rompimento da barragem do Fundão (Mariana-MG), ainda instiga estudos relacionados ao seu impacto, mesmo tendo ocorrido há quase uma década. O rejeito proveniente da mineração de ferro na Mina da Alegria (20°10'32"S, 43°29'41"W) acondicionado na barragem do Fundão, foi caracterizado como material escuro, muito fino e de baixa coesão, contendo alterações em variáveis como Fe, Mn, Cu, Pb, Ni, Al, Cr, Co, Cd, Hg, As (FOESCH et al. 2020, OLIVEIRA et al. 2021; REIS et al., 2020; SILVA, et al. 2006), resultante do processo de flotação utilizado na extração do Fe.

Estima-se que a barragem de responsabilidade da mineradora Samarco Mineração S.A, armazenava cerca de 55 milhões de metros cúbicos de rejeitos de minério, que, após o rompimento, vieram a ser depositados ao longo de grande parte da bacia do Rio Doce, até chegar ao litoral do estado do Espírito Santo, a mais de 600 km do incidente (BRASIL, 2017). Conseqüentemente, afetou a qualidade da água, prejudicou severamente a fauna e flora locais e gerou impactos sociais imensuráveis para a população local (FRANCINI-FILHO et al., 2019).

Observou-se aumento nos valores de turbidez e a presença de uma coloração marrom avermelhada, associada diretamente à dissolução do alto teor de ferro proveniente do rejeito. No mês do rompimento da barragem, foram registrados níveis de ferro na água do rio Gualaxo do Norte, afluente do Rio Doce, que recebeu diretamente os rejeitos da barragem do Fundão, de 170 ± 1000 mg/L e de manganês de 3600 ± 13300 mg/L, em contrapartida nos meses seguintes ao acidente, houve uma redução das mesmas concentrações (OLIVEIRA et al., 2021). Constatou-se também um grande acúmulo de resíduos na bacia do Rio Doce (FRANCINI-FILHO et al., 2019), evidenciando que os impactos ambientais ainda continuam recorrentes na região, e prejudicam diretamente atividades como o agronegócio, o abastecimento de água potável e criando condições adversas à biota aquática (FREITAS et al., 2019; SILVA et al., 2019).

Visando avaliar a qualidade da água, de forma que as diferentes variáveis físicas, químicas e microbiológicas que compõem os corpos hídricos sejam compiladas em um único indicador, são utilizados diversos índices de qualidade de água. No entanto, uma vez que cada índice foi projetado para uma finalidade a partir da avaliação de diferentes especialistas, os resultados podem não ser sensíveis o suficiente para identificar os impactos causados pelo rompimento da barragem do Fundão ou até mesmo em desastres de impacto equivalentes (FERNANDEZ et al., 2014). Como em estudo realizado por Akkoyunlu e Akiner (2012), no qual se encontrou diferença significativa entre as classes da qualidade da água nos mesmos oito locais de um manancial, utilizando-se índices distintos.

Portanto, esse estudo visa determinar qual índice de avaliação de qualidade da água é mais adequado para avaliação da qualidade da água do Rio Doce após o rompimento da barragem do Fundão dentre dois indicadores nacionais (IQA e IAP) e um índice canadense (CCME), possibilitando a obtenção de dados para a realização de uma análise temporal e espacial do ocorrido.

MATERIAS E MÉTODOS

Área de Estudo

A barragem de Fundão (20°23'30.9"S, 43°25'34.4"W), rompida em novembro de 2015, está localizada no distrito de Bento Rodrigues, município de Mariana da região central de Minas Gerais. De acordo com Hirota (2015), o rompimento da barragem impactou uma extensão total de 679 km de rios, sendo que desses, 114 km compreendem o trecho que vai da barragem até a usina de Candonga, incluindo 12 km do Rio Doce, 28 km do Rio Carmo, 69 km do Rio Gualaxo do Norte, 3 km do córrego Santarém e 2 km do afluente do córrego Santarém.

A população estimada do município de Mariana, segundo dados do último censo do IBGE (2022), é de cerca de 61.387 mil habitantes. A maior parte da população reside na área urbana (87,86%). A área rural do município, que inclui os distritos e povoados, é a menos populosa (12,14%), todavia foi a mais afetada pelos impactos do desastre. Logo, em Bento Rodrigues, subdistrito de Santa Rita Durão (distrito de Marina), cerca de 90% dos imóveis foram destruídos desabrigando diversas famílias.

O Rio Doce é um dos principais rios da região Sudeste do Brasil e percorre cerca de 853 km, desde a nascente na Serra do Espinhaço, em Minas Gerais, até a foz no Oceano Atlântico. O rio é fundamental para a economia e a subsistência das comunidades ribeirinhas, abastecendo importantes centros urbanos como Governador Valadares e Ipatinga, além de abrigar uma grande variedade de espécies da fauna e flora.

Obtenção dos dados

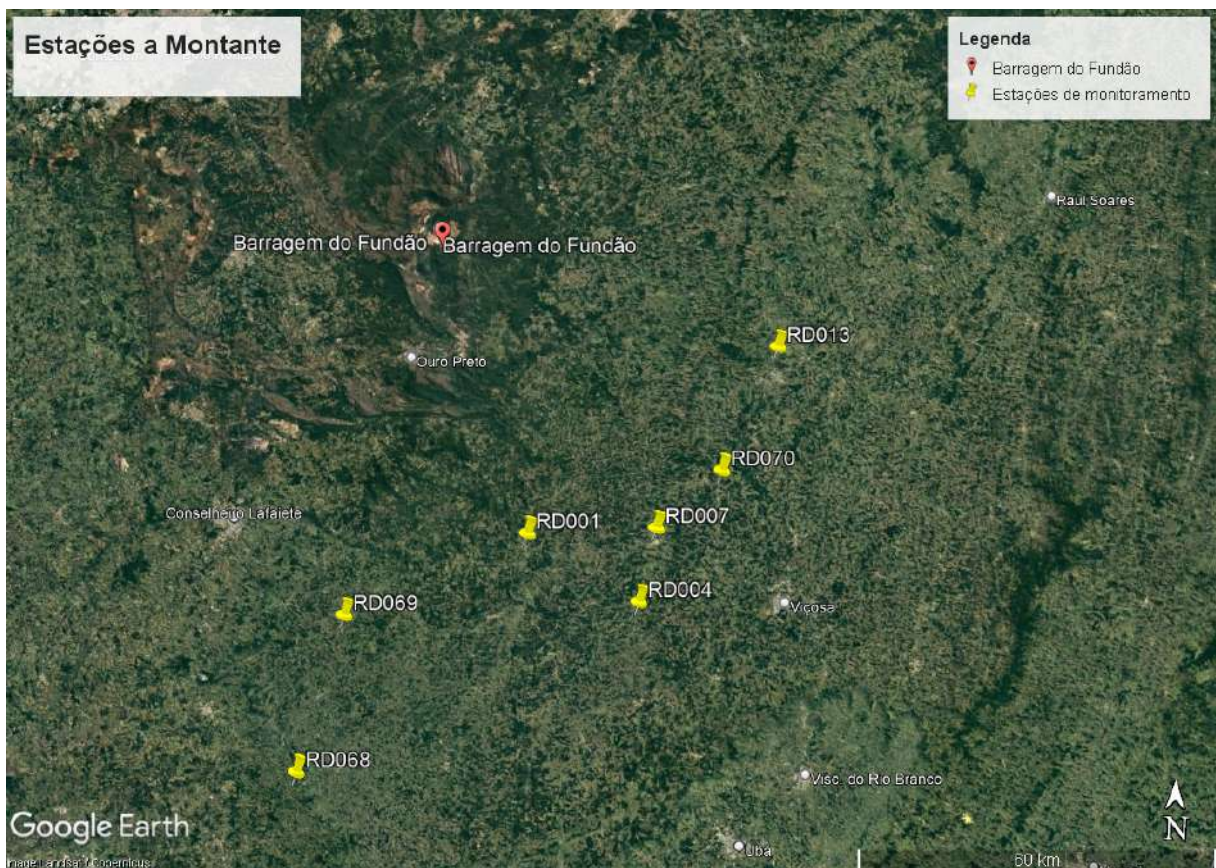
Os dados foram obtidos na plataforma pública Infohidro do IGAM correspondentes às séries históricas entre os anos 2012 e 2019 de 22 estações de monitoramento de qualidade da água. Periodicamente, o instituto, por meio do seu Programa Águas de Minas, alimenta seu repositório de amostragens de águas com informações das variáveis estipuladas no Quadro 3, possibilitando o acesso aberto à comunidade científica VIA repositório institucional do IGAM em página web.

Foram selecionadas 15 estações posteriores ao ponto de rompimento (jusante) da barragem, instaladas entre os cursos d'água Rio Gualaxo do norte, Rio do Carmo e

desaguando no Rio Doce. Posto isto, igualmente se delimitou 7 estações de monitoramento a montante do Rio Doce, implicando na análise de seus afluentes como Rio Piranga, Rio Turvo Limpo e Rio Xotopó, contabilizando um total de 1720 amostragens de água.

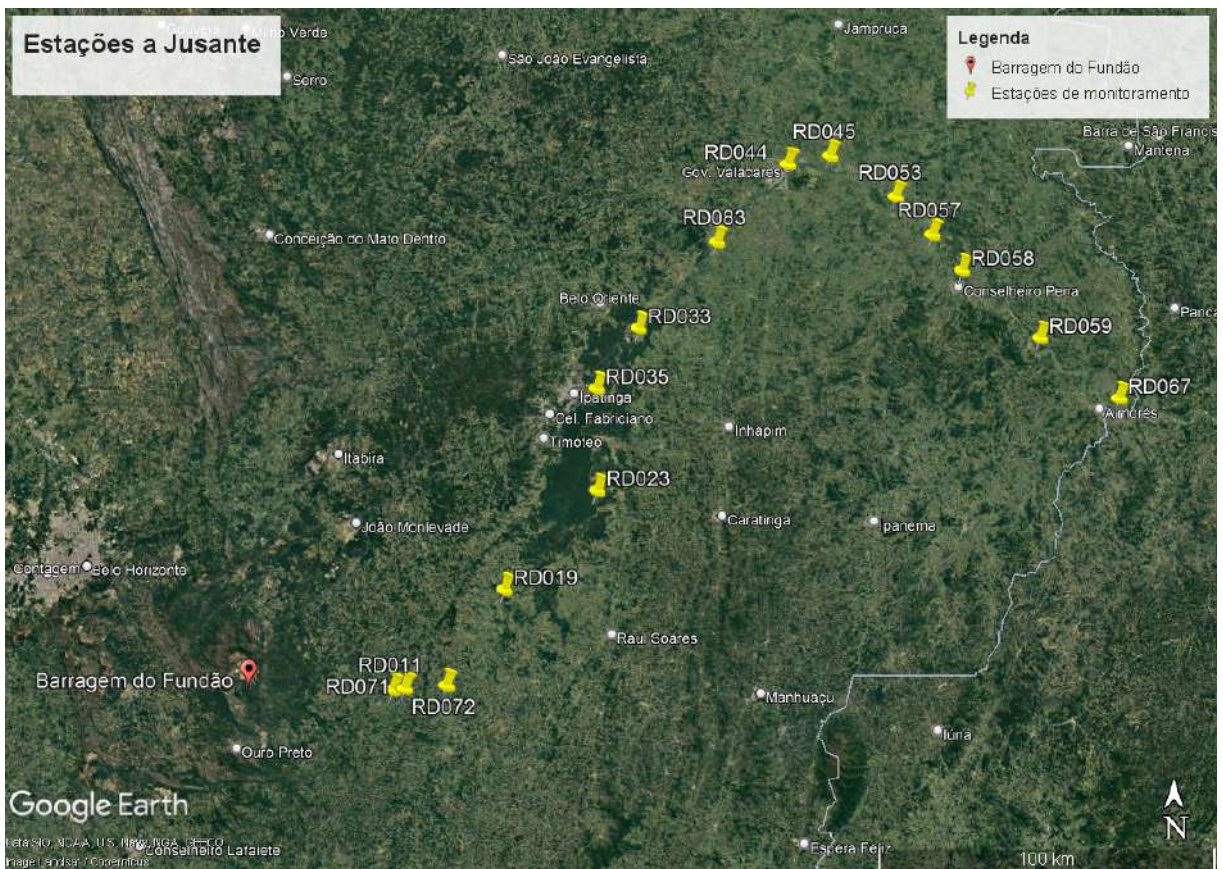
Dentre as 60 variáveis disponibilizadas pelas bases de dados do Igam, 20 foram utilizadas para a implementação do estudo. Sendo elas alumínio dissolvido, arsênio total, cádmio total, cromo total, chumbo total, cobre dissolvido, coliformes totais, demanda bioquímica de oxigênio, ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, mercúrio total, níquel total, nitrato, pH, oxigênio dissolvido, sólidos dissolvidos totais, temperatura da água, turbidez e zinco total.

Figura 3. Localização geográfica das estações de monitoramento a montante na calha do Rio Doce via imagem satélite.



Fonte: Adaptado do Google Earth (2023)

Figura 4. Localização geográfica das estações de monitoramento a jusante na calha do rio Doce via imagem satélite.



Fonte: Adaptado do Google Earth (2023)

Análise de dados

A análise de dados foi realizada utilizando-se da linguagem R, contando com o manuseio de funções contidas nos pacotes `readxl`, `dplyr`, `stringr`, `ggplot2`, `lubridate` e `openair` (R CORE TEAM, 2022; WICKHAM; BRYAN, 2022; WICKHAM et al., 2023; WICKHAM, 2022; GROLEMUND; WICKHAM, 2011; CARSLAW; ROPKINS, 2012)

A fim de realizar um ensaio representativo do incidente, foram compilados os dados em um só *dataframe*, possibilitando a filtragem das datas de amostragens anteriores e posteriores ao evento (5 de novembro de 2015). Foram também selecionadas as estações de interesse com objetivo de observar a sensibilidade de cada índice junto aos ensaios disponíveis, eventualmente promovendo a realização da análise espacial (amostragens a montante e jusante “pós” rompimento) e temporal (amostragens a jusante “pré” e “pós” rompimento), essa que foi submetida ao teste de estatístico de Mann-Whitney visando a

análise do grupos “pré” e pós” evento. Além da geração de gráficos de dispersão entre os indicadores, possibilitando a análise de flutuação obtidas por cada um.

Todavia, como os índices de qualidade de água podem causar perda de informação individual de variáveis relevantes, foram selecionadas as amostras que indicaram os menores valores dentre as análise, viabilizando a identificação das principais variáveis que corroboram para os valores críticos. Dito isso, cada variável foi analisada individualmente a partir de amostras a jusante e posteriores ao rompimento.

O estudo também se dispôs da criação de um *índice modificado*, resultante do produto entre o CCME e o IQA, visando investigar a sensibilidade de um novo indicador para com a exposição de corpos hídricos a rejeitos oriundos do processo de mineração. Atribuído ao IQA a mensuração da qualidade das variáveis pH, DBO, Coliformes totais, NO_3^- , P, Temperatura da água, Cl-, Altitude, OD, Sólidos totais, Turbidez e variação de temperatura (ΔT), enquanto o índice canadense se dispunha ao cálculo de qualidade de metais Cd, Pb, Cr, Ni, Hg, Al, Cu, Fe, Mn, Zn e As.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Análise temporal dos índices de qualidade de água para o período de 2012 a 2019

A análise dos resultados obtidos, representados na Figura 5, revela que após o evento do rompimento (5 de novembro de 2015), foram identificados os menores valores dos índices durante o intervalo, destacando-se especialmente no ano de 2016. Todavia apesar do IQA (a) anotar valores abaixo de 40 (ruim) a partir de 2016, nota-se que a aplicação do IAP (b) se sobressai em relação a identificação de valores críticos tendendo a 0 e se caracterizando como “muito ruim” (Quadro 5).

Em relação ao IQA, ao examinar os dados pré e pós-rompimento da barragem em grupos distintos, foram obtidos os respectivos valores médios de 55,3 e 52,6. Por outro lado, ao analisar o IAP, os valores observados foram de 55,3 e 51,5 para os grupos pré e pós-rompimento, respectivamente, salientando uma maior sensibilidade do índice.

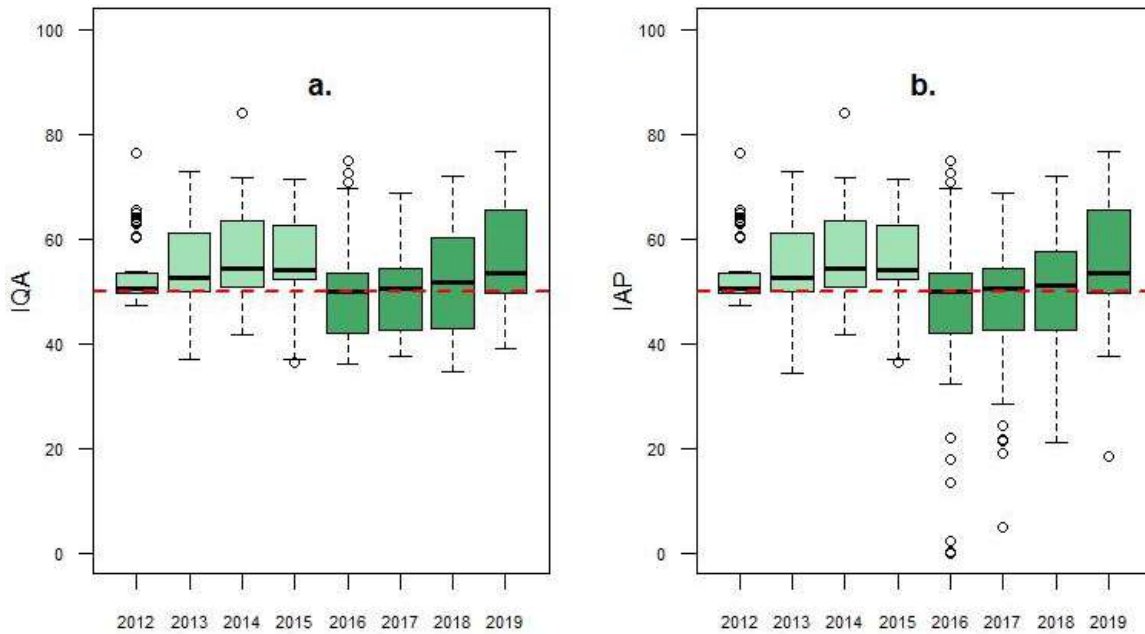


Figura 5. Gráfico boxplot de análise temporal com aplicação do IQA (a) e IAP (b) em amostragens a jusante da barragem do Fundão, segmentando o período anterior (verde claro) e posterior (verde escuro) ao rompimento. A linha tracejada em vermelho indica o valor 50, delimitando a transição entre a classificação de regular e ruim do corpo d'água (Quadro 5). A mediana é representada em barras pretas no interior dos quadros esverdeados que, por sua vez, delimitam 3º e 1º quartil. Todavia, outliers podem ser identificados como círculos vazios.

O teste de Mann-Whitney revelou que, ao avaliar os dados por meio do IQA, as medianas dos grupos “pré” e “pós” rompimento da barragem apresentaram diferenças significativas ($W = 26491$, $p < 0,001$). Posto isso, a mediana do grupo “pós” mostrou-se inferior à do grupo “pré” e estatisticamente significativa (51.1 e 53.7, respectivamente).

Similarmente, ao analisar o Índice de IAP, também observou-se uma superioridade da mediana nos dados do grupo “pré” em relação ao grupo “pós” (53.6 e 50.9, respectivamente). Essa variação entre as medianas foi confirmada pelo teste estatístico ($W = 24818$, $p < 0,001$), fortalecendo a evidência de diferenças significativas entre os grupos.

A redução dos valores de mediana pós evento pode ser correlacionada diretamente com a queda significativa dos valores de qualidade apontados no período logo após o rompimento, como é apresentado em estudo de da Silva et al. (2022). Apontando alteração nos padrões de Fe (mediana de 0,21 mg/L) e Mn (mediana de 0,14 mg/L), em que até o período seco de 2020 se observaram retornos aos níveis de concentrações de pré-evento.

Nota-se também a maior sensibilidade do IAP, uma vez que seus valores apresentam mais *outliers* que os de IQA principalmente no intervalo de 2016 e 2017. Esse resultado pode ser explicado pela consideração de variáveis tóxicas e organolépticas presentes em seu cálculo e ausentes no IQA, os quais se apresentam em maior frequência após o desastre.

Variáveis críticas

A partir da seleção das amostras com menores valores de índices anotados, foram identificadas que as substâncias Mn, Pb, Al e Cr a jusante (pós-evento) foram as principais variáveis que corroboram para a anotação de valores próximos a zero no estudo temporal (Figura 6).

Na Figura 6a, observou-se um pico de concentração de manganês, atingindo 5,64 mg/L, aproximadamente 11 vezes superior ao limite para corpos hídricos de classe 3 disposto na CONAMA nº 357/2005 (0,5 mg/L). Essa medição crítica foi realizada em 20 de janeiro de 2016, na estação RD045 (a jusante do município de Governador Valadares - MG), chamando a atenção para a presença de altas concentrações desse elemento na área de estudo.

No segundo gráfico (Figura 6b), relacionado ao cromo, identifica-se um pico de concentração de 0,22 mg/L. Essa medição também ocorreu em 20 de janeiro de 2016, na estação RD053, localizada em Tumiritinga (MG). A presença desse valor crítico desperta preocupações devido ao nível acima do limite (0,05 mg/L), representando potenciais riscos para a saúde humana e para o ecossistema local.

O terceiro gráfico (Figura 6c) revelou um pico de concentração de chumbo, atingindo 0,094 mg/L, registrado na mesma estação ao mesmo dia de amostragem (20 de janeiro de 2016, RD053) e extrapolando o limite da legislação de 0,033 mg/L. Essa descoberta é motivo de preocupação, dado ao conhecimento de que a mineração é um dos principais contribuintes para a contaminação do meio com chumbo (DAVIDSON; BINKS; GEDIGA, 2016). Entretanto, tais valores podem vir a serem justificados pela presença natural de Pb nos solos da região, cerca de 15 mg/kg como observado por Kabata-Pendias (2011), e confirmado pela incidência da mesma substância a montante do incidente (FOESCH et al. 2020), assim como pelas concentrações relativamente altas de Pb na água a montante do Rio do Carmo, que estava livre de contaminação por rejeitos

Valores críticos de Mn, Pb e Al também foram observados nos anos de 2017 e 2018. Tais mudanças podem estar associadas com extremos hidrológicos ou à descarga de poluentes.

Constata-se que, para o mesmo período no qual foram identificados os ápices das outras três variáveis em análise, verificou-se também uma manifestação marcante de concentração de alumínio (1,73 mg/L). Todavia, vale salientar que uma notável incidência desse mesmo elemento foi observada na amostragem efetuada na área de estudo, entre o período de 2017 ao final do ano de 2019 (Figura 6d). Corroborando com resultados de Santana et al. (2021), em que na estação chuvosa foi registrado um outlier de 1,388 mg/L. Tal episódio suscita conjecturas acerca de um possível evento concomitante na região de Governador Valadares, instando a necessidade de uma investigação mais minuciosa para esclarecer suas causas.

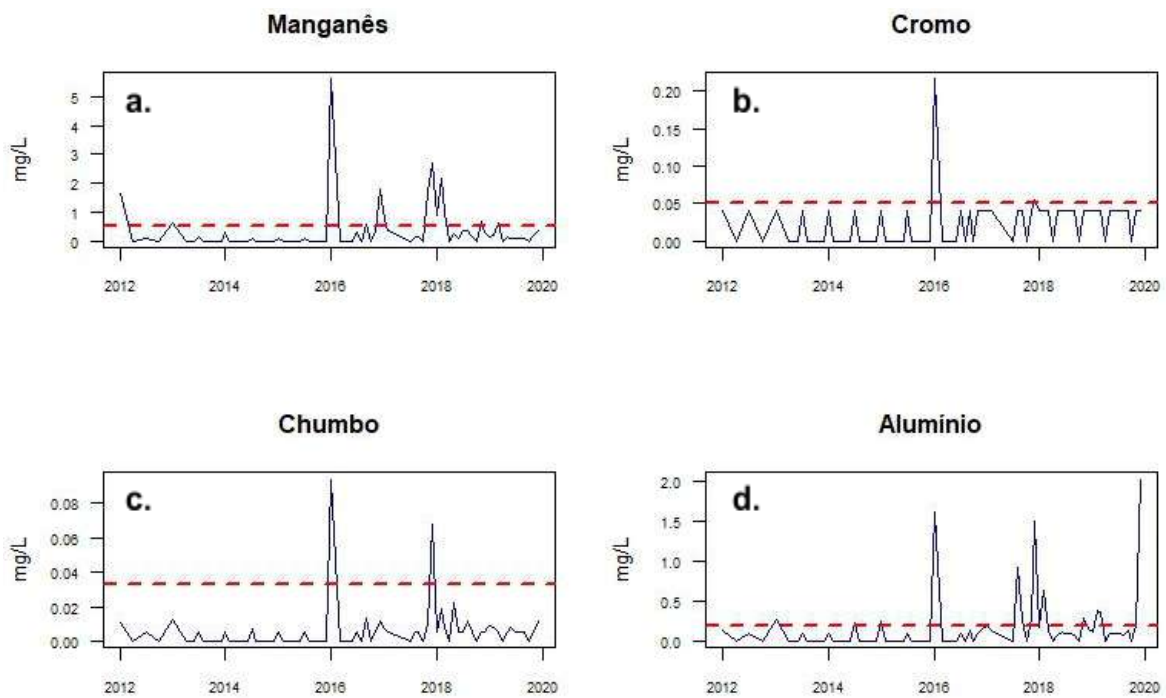


Figura 6. Gráficos de identificação de picos dos elementos Mn, Cr, Cu e Al ao longo do período de amostragem entre 2012 e 2019. A linha pontilhada em vermelho indica os valores limites estabelecidos pela Resolução CONAMA N° 357, DE 17 DE MARÇO DE 2005 para águas doces de classe 3.

Análise espacial dos índices de qualidade após rompimento da barragem

Na Figura 7, pode-se observar a variação espacial dos resultados por meio da aplicação dos índices IQA (a) e IAP (b), utilizando gráficos do tipo boxplot. Essas representações visuais permitem compreender as características das estações a montante (Figura 3) e a jusante (Figura 4) do incidente.

Ao examinar a Figura 7, é possível constatar que o IQA (a) revela uma variação moderada entre os conjuntos de dados referentes às estações estudadas. Os valores atribuídos às estações a montante e jusante mostram uma diminuição na média aritmética de 54,4 para 52,2.

Para a análise da aplicação espacial do IAP (b), torna-se evidente a visualização de valores críticos relacionados às estações a jusante do incidente. Em específico, as estações RD044 (Governador Valadares), RD045 (a jusante de Governador Valadares), RD053 (Tumiritinga), RD058 (Conselheiro Pena) e RD059 (Resplendor) foram identificadas como áreas onde se observou valores de perda de qualidade da água, variando de 0 a 0,19. Tais resultados são indicativos negativos em relação à caracterização da qualidade da água segundo classificação proposta pela CETESB (Quadro 8).

Consequentemente, a presença de tais resultados interferiu diretamente nas médias dos dados comparados aos obtidos por meio do IQA. Enquanto a média das estações a montante foi de 54,3, as estações a jusante anotaram uma pequena diminuição para 50,9.

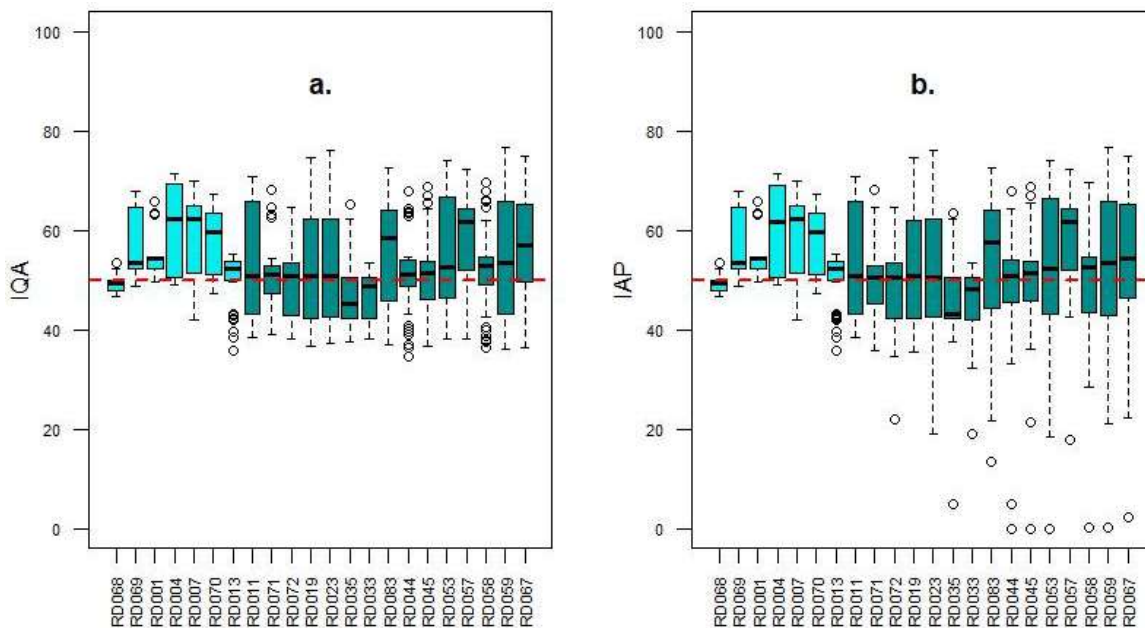


Figura 7. Gráficos *boxplots* ilustrando a aplicação do IQA (a) e IAP (b) em amostras de interesse coletadas no período de 2015 a 2019 (pós-incidente) ao longo de estações estrategicamente selecionadas a montante (identificadas em ciano claro) e a jusante (identificadas em ciano escuro) do rompimento da barragem na bacia do rio Doce. A linha longitudinal em vermelho identifica a transição da qualidade da água entre ruim e bom conforme estabelece a classificação da CETESB. A mediana é representada em barras pretas no interior dos quadros azulados que, por sua vez, delimitam 3º e 1º quartil. Todavia, outliers podem ser identificados como círculos vazios.

Análise comparativa de sensibilidade entre os Índices IQA e IAP

Na presente discussão dos resultados obtidos, em que se almeja uma exposição devidamente refinada, explorou-se a dispersão dos valores pontuais de IQA em comparação com o IAP. Revelou-se pela Figura 8 que em determinados pontos de amostragem, o IAP apresentou resultados destoantes quando comparados aos encontrados no IQA, com diferença percentual de média 1,4% e máxima de 100%.

No intuito de compreender a dispersão com maior acuidade, o desvio padrão foi calculado, revelando-se com o valor de 3,56, implicando em uma baixa dispersibilidade dos valores dos dois índices, contemplando médias de 53,6 e 53,0.

Pode-se deduzir a partir da equação da reta $y = 1,07 \cdot x - 4,19$ concebida pela regressão linear uma relação linear entre os índices. Observa-se ainda um coeficiente angular positivo e ligeiramente maior que o da unidade (1,07), sugerindo uma relação linear entre os índices. Por

consequente, em resultado do coeficiente de determinação (R^2), é válida a afirmação que 89% da variação do IAP é explicada pela variação do IQA.

Cabe destacar que alguns eventos com baixos valores de IAP, registraram IQA acima de 60, além da análise da estação RD053 (20 de janeiro de 2016), onde se registrou valores de 38,3 (IQA) e 0 (IAP). Diferença sustentada pelas concentrações de Mn e Cr (2,7 mg/L e 0,2 mg/L), cerca de 5 vezes maiores que o estabelecido em legislação.

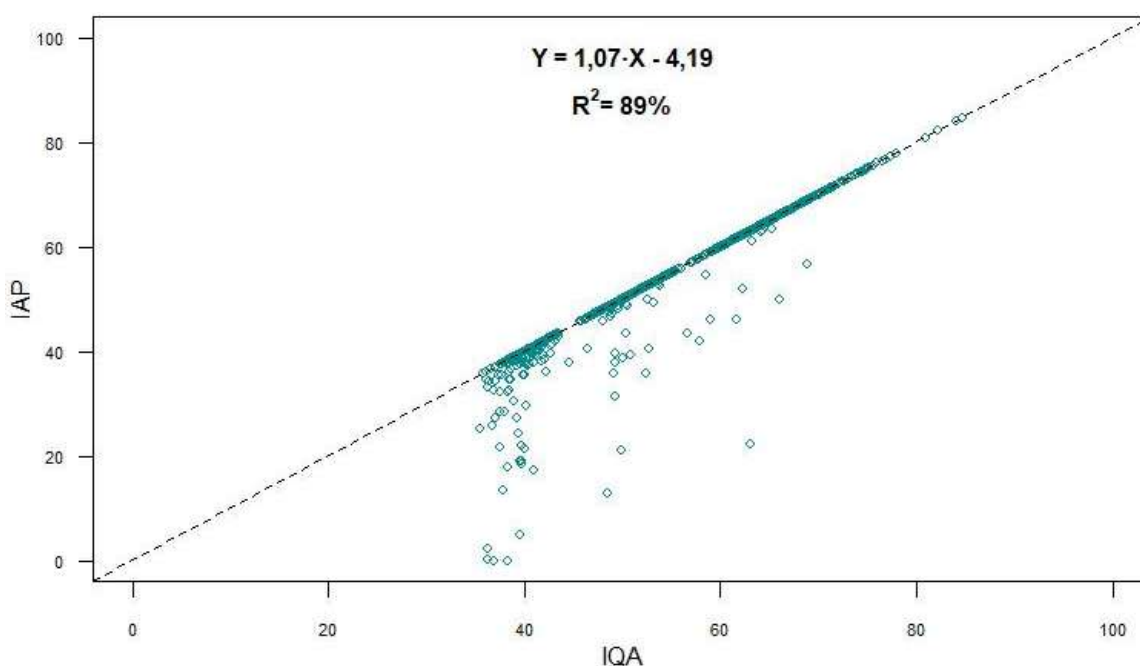


Figura 8. Gráfico de regressão linear entre os índices de Qualidade da Água (IQA) e de Avaliação da Poluição (IAP) representada por pontos losangos fechados em azul. A linha tracejada preta indica a referência ideal de igualdade entre os dois índices.

Análise de sensibilidade com índices internacionais (CCME)

Feita a exposição dos mesmos dados amostrais ao índice CCME é possível notar uma diferença significativa na apresentação dos resultados. Observada a Figura 9, pelo gráfico “a”, utilizou-se o CCME a partir dos limites padrões de classe 3 (CONAMA, 2005). Logo, é perceptível que os resultados são menos sensíveis que os índices anteriormente estudados revelando altos valores de médias tanto a montante quanto a jusante (98,2 e 94,0).

Apesar de utilizar de limites padrões mais restritivos (corpos hídricos de classe 1), na Figura 9b ainda nota-se pouca sensibilidade do índice aos impactos gerados aos corpos hídricos da área de estudo. Nota-se que a média foi de 91,6 para os dados a montante e 86,1

jusante, podendo avaliar seus valores mais críticos em amostragens realizadas nas estações RD059 (Resplendor - MG) e RD045 (Gv. Valadares - MG).

Vale ressaltar que 18 variáveis foram contempladas para o cálculo, sendo elas pH in loco, Chumbo total, Ferro dissolvido, Arsênio total, Manganês total, Zinco total, Sólidos dissolvidos totais, Cádmio total, Níquel total, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Cromo total, Cobre dissolvido, Mercúrio total, Turbidez, Alumínio dissolvido, Nitrato, Coliformes totais, Fósforo total.

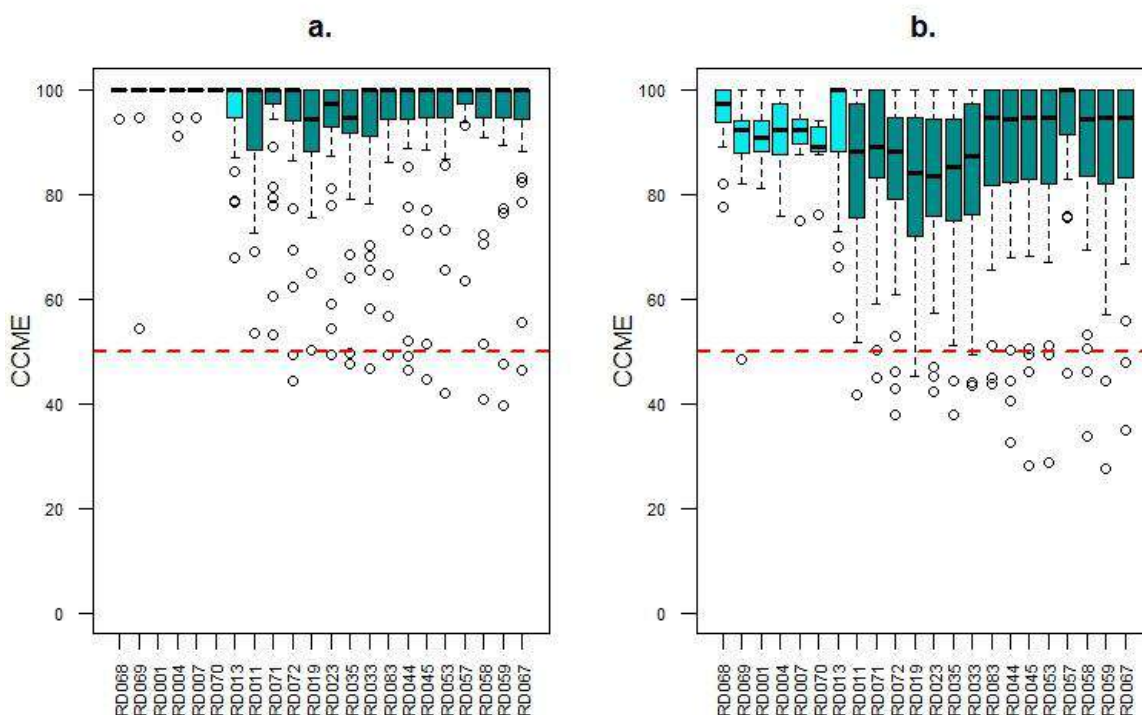


Figura 9. Gráficos boxplots ilustrando a aplicação do índice CCME utilizando valores de limites de corpos d'água classe 3 (a) e classe 1 (b) (CONAMA, 2005). As amostras de interesse foram coletadas no período de 2015 a 2019, após o incidente ocorrido na bacia do rio Doce a partir de estações estrategicamente selecionadas a montante (identificadas em ciano claro) e a jusante (identificadas em ciano escuro) do local do rompimento da barragem. A linha longitudinal em vermelho representa a transição da qualidade da água, indicando a classificação entre ruim e médio, conforme estabelecido pela CETESB.

Proposta de índice modificado

A Figura 10 ilustra a concepção de um índice a partir da resultante do produto entre o CCME e o IQA, visando investigar a sensibilidade de um novo indicador para com a exposição de corpos hídricos a rejeitos oriundos do processo de mineração.

A partir de sua aplicação resultaram valores críticos em diversas estações de monitoramento, como na estação RD035 em Ipatinga - MG a 132 km do evento, além das estações RD044, RD045, RD053 e RD058, localizadas entre Gov. Valadares e Conselheiro Pena. Essas estações se destacaram pela presença de altas concentrações de poluentes, indicando potenciais fontes de contaminação e áreas de maior risco ambiental.

Posto isso, vale ressaltar que o índice proposto apresentou uma menor presença de outliers em comparação com o IAP, indicando uma sensibilidade inferior ao índice citado em relação a identificação de valores críticos.

Comparado aos resultados do novo índice (Figura 10) em relação ao CCME (Figura 9), os resultados obtidos destacam a relevância e eficácia do índice composto na avaliação da qualidade da água, já que o índice aqui debatido apresenta maior susceptibilidade a identificação das variações na qualidade da água.

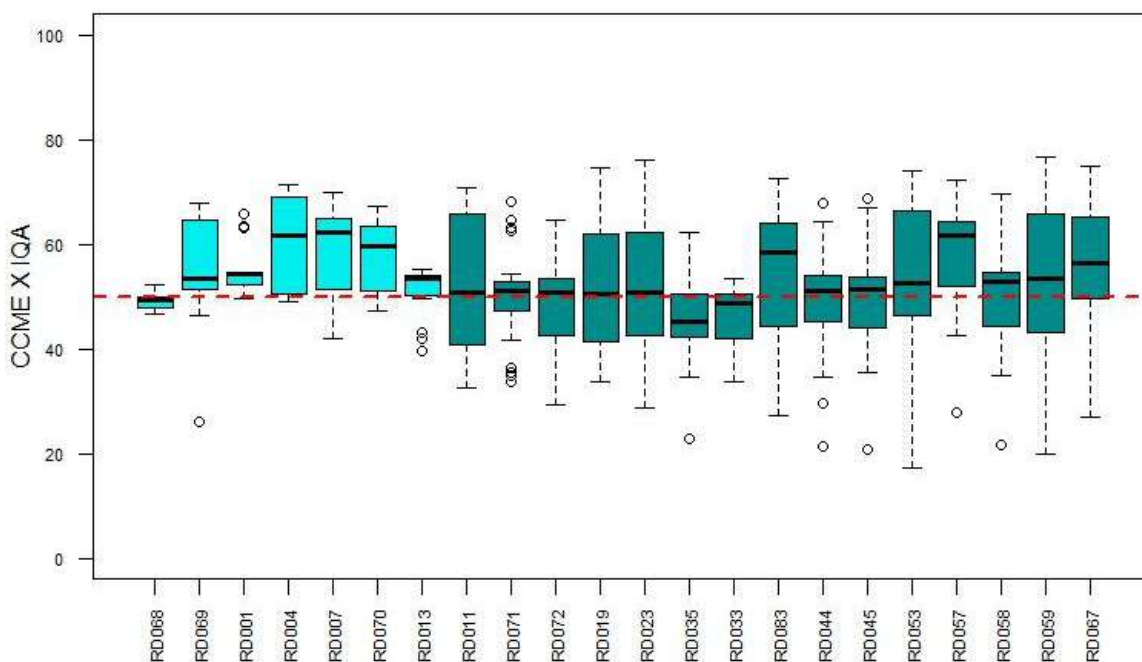


Figura 10. Gráfico boxplot analisando a aplicação da ponderação entre o IQA e CCME para análise espacial do rompimento da barragem. As amostragens das estações a montante estão identificadas em tonalidade de ciano claro enquanto a jusante foram caracterizadas na tonalidade de ciano escuro.. Destaca-se a presença de uma linha longitudinal em vermelho no gráfico, a qual simboliza a transição da qualidade da água, indicando a classificação entre níveis de qualidade ruim e médio, tal como estabelecido pela CETESB.

Para corroborar a discussão, nota-se na Figura 11 que os índices “CCME*IQA” e IAP se assemelham em relação aos valores obtidos, principalmente no que diz respeito a indicadores de qualidade acima de 60. Tal semelhança é notada pela equação da reta $y = 1,059 \cdot x - 3.552$, e coeficiente de determinação (R^2) igual a 90%. Todavia, a maior presença de *outliers* nos estudo envolvendo o IAP sugerem que tal índice seja mais interessante dentre os estudados na identificação de um cenário crítico dentro da bacia hidrográfica.

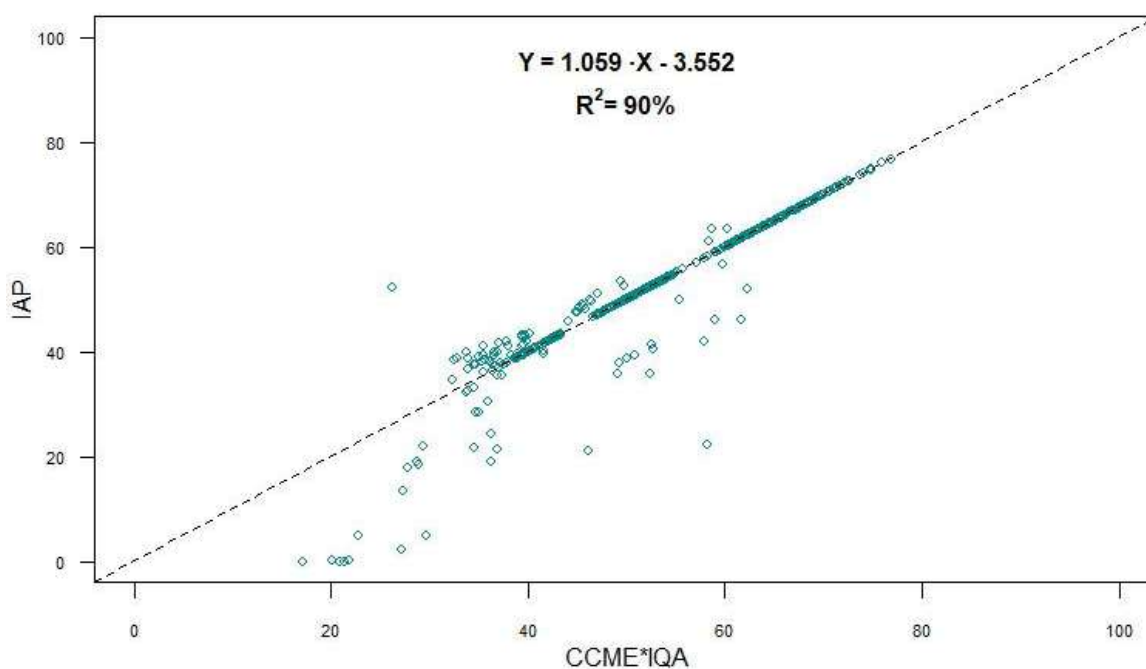


Figura 11. Gráfico de dispersão dos dados entre os índices de CCME*IQA e de Avaliação da Poluição (IAP) representada por pontos losangos fechados em azul. A linha tracejada preta indica a referência ideal de igualdade entre os dois índices.

CONCLUSÃO

A partir de análise relacionada aos estudos temporais e espaciais, conclui-se que o Índice de Avaliação da Poluição (IAP), se apresenta como a melhor solução para a avaliação dos impactos decorrentes do despejo de efluente nos corpos hídricos a jusante da barragem do “Fundão”. O Índice de Qualidade da Água (IQA), devido a sua deficiência matemática em não considerar poluição através da exposição a metais, torna-se inadequado para avaliar tal tipo de evento.

Entretanto, o índice proposto no presente estudo (CCME*IQA) também apresentou resultados satisfatórios, evidenciando sensibilidade ao ocorrido já que o mesmo considera

diferentes substâncias tóxicas do efluente em sua avaliação. Vale ressaltar que em determinadas amostragens o índice apresentou valores de qualidade inferiores do que estipulados no IAP.

É imperativo ressaltar que a partir dos estudos, torna-se indispensável a alimentação de pesquisas que venham analisar e desenvolver índices ainda mais adequados para determinado contexto. Por conseguinte, a criação de ferramentas mais refinadas permitirá uma avaliação mais precisa e abrangente dos danos causados, fornecendo subsídios cruciais para a implementação de planos de mitigação efetivos.

REFERÊNCIAS

ABBASI, T.; ABBASI, S. A. Water quality indices based on bioassessment: The biotic indices. *Journal of Water and Health*, p. 330 - 348, 18 abr. 2011.

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. Relatório de Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil - 2021. Brasília, DF: ANA, 2021.

AKKOYUNLU, Atila; AKINER, Muhammed E. Pollution evaluation in streams using water quality indices: A case study from Turkey's Sapanca Lake Basin. *Ecological Indicators*, v. 18, p. 501-511, 2012.

BARRETO, M. L. Mineração e desenvolvimento sustentável: desafios para o Brasil. CETEM/MCT, Brasil. 2001.

BRASIL. Assembleia Legislativa do Estado de Minas Gerais. CPI DA BARRAGEM DE BRUMADINHO. Relatório Final. Relator: Deputado André Quintão. Aprovado na comissão em: 12/9/2019. Belo Horizonte, 2019.

BRASIL. Conselho Nacional dos Direitos Humanos. Relatório sobre o rompimento da barragem de rejeitos da mineradora Samarco e seus efeitos sobre o Vale do Rio Doce. Brasília: Conselho Nacional dos Direitos Humanos, 2017. Disponível em: https://www.gov.br/mdh/pt-br/acesso-a-informacao/participacao-social/old/cndh/relatorios/RelatriodaBarragemdoRioDoce_FINAL_APROVADO.pdf. Acesso em: 10 maio 2023.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Poder Executivo, Brasília, DF, 2 jul. 1986.

Seção 1, p. 9845. Disponível em: <https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/1986/res_conama_20_1986_revgd_classificacaoaguas_altrd_res_conama_274_2000_revgd_357_2005.pdf>. Acesso em: 03 mar. 2023.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. [Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes]. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 58-63, 15 dez. 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 03 mar. 2023.

BRASIL. Decreto-Lei nº 3.987, de 25 de novembro de 1920. Reorganiza os serviços da Saúde Pública. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Seção 1, p. 1234-1236, 26 nov. 1920.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Ciclo hidrológico: águas subterrâneas e o ciclo hidrológico. Brasília, DF, 2017. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/agua/recursos-hidricos/aguas-subterraneas/ciclo-hidrologico>>. Acesso em: 10 maio. 2023.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. Declaração Universal dos Direitos da Água. Porto Seguro, 2000.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria Nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011. [Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade]. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, p. 74-76, 15 dez. 2011. Disponível em: <https://bvsm.s.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 01 de jun. 2023.

CARSLAW, D. C.; ROPKINS K. Openair --- an R package for air quality data analysis. Environmental Modelling & Software. v. 27-28, p. 52-61, 2012.

CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: CCME Water Quality Index 1.0 Technical Report. Canadian Environmental Quality Guidelines. Canadian Council of Ministers of the Environment. Canada, 2001.

CARROLL, S. P.; DAWES, L.; HARGREAVES, M.; GOONETILLEKE, A.. Water quality profile of an urbanizing catchment–Ningi Creek Catchment. 2006.

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO. Publicações e Relatórios. Índices de Qualidade das Águas, 2017. Disponível: <https://cetesb.sp.gov.br/aguasinteriores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso: 25 de jun. 2023.

DA SILVA, G. J.; BORGES, A. C.; MOREIRA, M. C.; ROSA, A. P. Statistical process control in assessing water quality in the Doce river basin after the collapse of the Fundão dam (Mariana, Brazil). *Journal of Environmental Management*, v. 317, p. 115402, 2022.

DAVIDSON, Alistair J.; BINKS, Steve P.; GEDIGA, Johannes. Lead industry life cycle studies: environmental impact and life cycle assessment of lead battery and architectural sheet production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, v. 21, p. 1624-1636, 2016.

FERNÁNDEZ, Nelson; RAMÍREZ, Alberto; SOLANO, Fredy. Physico-chemical water quality indices-a comparative review. *Bistua: Revista de la Facultad de Ciencias Básicas*, v. 2, n. 1, p. 19-30, 2004.

FOESCH, Meri Diana Strauss; FRANCELINO, Marcio Rocha; ROCHA, Pablo Azevedo; GOMES, Adalberto Rodrigues Lira. River water contamination resulting from the Mariana disaster, Brazil. *Floresta e Ambiente*, v. 27, 2020.

FRANCINI-FILHO, R. B.; CORDEIRO, M. C.; OMACHI, C. Y.; ROCHA, A. M.; BAHIANSE, L.; GARCIA, G. D.; TSCHOEKE, D.; DE ALMEIDA, M. G.; RANGEL, T. P.; DE OLIVEIRA, B. C. V.; DE ALMEIDA, D. Q. R.; MENEZES, R.; MAZZEI, E. F.; JOY-EUX, J. C.; REZENDE, C. E.; THOMPSON, C. C.; THOMPSON, F. L. Remote sensing, isotopic composition and metagenomics analyses revealed Doce River ore plume reached the southern Abrolhos Bank Reefs. *Science of The Total Environment*, 697, 134038, 2019.

Garrett Grolemond, Hadley Wickham (2011). Dates and Times Made Easy with lubridate. *Journal of Statistical Software*, 40(3), 1-25. Disponível em: <https://www.jstatsoft.org/v40/i03/>.

GUERRA, Marcelo Braga B.; TEANEY, Brian T.; MOUNT, Brianna J.; ASUNSKIS, Daniel J.; JORDAN, Brennan T.; BARKER, Ryan J.; SANTOS Eliana E.; SCHAEFER Carlos Ernesto G. R. Post-catastrophe analysis of the Fundão Tailings dam failure in the Doce River system, Southeast Brazil: Potentially toxic elements in affected soils. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 228, p. 1-12, 2017.

HIROTA, Marcia. LAMA DE MARIANA DESTRUIU 324 HECTARES DE MATA ATLÂNTICA. In: SOS Mata Atlântica. 16 dez. 2015. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/artigos/lama-de-mariana-destruiu-324-hectares-de-mata-atlantica/>. Acesso em: 6 mar. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo 2022. [s.l.]. 2021. Disponível em <https://censo2022.ibge.gov.br/sobre/conhecendo-o-brasil.html>. Acesso: 26 de julho de 2023.

IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. Monitoramento da qualidade das águas. Disponível em: <http://www.igam.mg.gov.br/monitoramento-da-qualidade-das-aguas2>. Acesso em: 31 mar. 2023.

KABATA-PENDIAS, A. Trace elements in soils and plants. New York: Taylor & Francis, ed. 4, p. 505, 2011.

MATTA, G.; KUMAR, A.; UNİYAL, D. P.; SINGH, P.; Kumar, A; DHINGRA, G. K.; AJENDRA K.; NAIK, P K.; SHRIVASTVA, N. G. Temporal assessment using WQI of River Henwal, a tributary of River Ganga in Himalayan region. *ESSENCE Int. J. for Env. Rehab. And Conser*, v. 8, n. 1, p. 187-204, 2017.

MATOS, Antônio Teixeira. *Poluição Ambiental: Impactos no Meio Físico*. Editora UFV, 2010.

MELLO, R. C. A. Análise do aporte de sedimentos na bacia hidrográfica do córrego Assistência, SP: caso do Polo Cerâmico de Santa Gertrudes. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2015.

MEZBOUR, R.; REGGAM, A.; MAAZI, M. C.; HOUHAMDI, M. Evaluation of organic pollution index and the bacteriological quality of the water of the Lake of birds (ELTarf East-Algerian). *Journal of Materials and Environmental Sciences*, v. 9, n. 3, p. 971-979, 2018.

MORETTIN, Pedro A.; BUSSAB, Wilton O. *Estatística Básica*. 9. ed. São Paulo: Saraiva, 2017.

OLIVEIRA, Lara Luiza Freitas de; SANTOS, Hélio Batista dos; THOMÉ, Ralph Gruppi; CHEQUER, Farah Maria Drumond. Efeitos tóxicos à saúde humana e ao ambiente causados pelo derramamento de rejeitos de minério da barragem de Fundão. *Journal of Health & Biological Sciences*, p. 1-17, 2021.

OUYANG, Y.; NKEDI-KIZZA, P.; WU, Q. T.; SHINDE, D.; HUANG, C. H. Assessment of seasonal variations in surface water quality. *Water Res.*, v. 40, p. 3800-3810, 2006.

PASSOS, F. L.; COELHO, P.; DIAS, A. (Des) territórios da mineração: planejamento territorial a partir do rompimento em Mariana, MG. *Caderno Metrópoles*, São Paulo, v.19, n.38, p.269-297, 2017. DOI: <http://doi.org/10.1590/2236-9996.2017-3811>

PRATTE-SANTOS, Rodrigo; TERRA, Vilma Reis; AZEVEDO JUNIOR, Romildo Rocha. Avaliação do efeito sazonal na qualidade das águas superficiais do rio Jucu, Espírito Santo, Sudeste do Brasil. *Sociedade & Natureza*, v. 30, p. 127-143, 2023.

QUADRA, G. R.; ROLAND, F.; BARROS, N.; MALM, O.; LINO, A. S.; AZEVEDO, G. M.; THOMAZ, J. R.; ANDRADE-VIEIRA, L. F.; PRAÇA-FONTES, M. M.; ALMEIDA, R. M.; MENDONÇA, R. F.; CARDOSO, S. J.; GUIDA, Y. S.; CAMPOS, J. Marcello. S. Far-reaching cytogenotoxic effects of mine waste from the Fundão dam disaster in Brazil. *Chemosphere*, p.753 - 757, 2019. doi: 10.1016/j.chemosphere.2018.10.104

REBOUÇAS, A. C. Panorama da água doce no Brasil. In: REBOUÇAS, Aldo da Cunha (Org.). *Panorama da degradação do ar, da água doce e da terra no Brasil*. São Paulo: IEA/USP; Rio de Janeiro: Academia Brasileira de Ciências, 1997. p. 59-107.

R CORE TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna: R Foundation for Statistical Computing. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. 2022.

REZENDE, Vanessa Leite. A mineração em Minas Gerais: uma análise de sua expansão e os impactos ambientais e sociais causados por décadas de exploração. *Soc. & Nat.*, v. 28, p. 375-384, 2016.

RICHTER, CARLOS A.; NETTO, JOSÉ M. DE AZEVEDO. TRATAMENTO DE ÁGUA: tecnologia atualizada. 1. ed. Blucher, 1991. 345 p.

ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. Meio ambiente e sustentabilidade. Porto Alegre: Bookman, 2012

SANTANA, F. C.; FRANCELINO, M. R.; SCHAEFER, C. E.; VELOSO, G. V.; FERNANDES-FILHO, E. I.; SANTANA, A. D. J.; Timo L. B.; ROSA, A. P. Water quality of the Gualaxo do Norte and Carmo rivers after the Fundão dam collapse, Mariana, MG. *Water, Air, & Soil Pollution*, v. 232, p. 1-13, 2021.

SCHAEFER, C. E. G. R.; SANTOS, E. D.; FERNANDES FILHO, E. I.; ASSIS, I. D. Paisagens de lama: Os Tecnosolos para recuperação ambiental de áreas afetadas pelo desastre da barragem do Fundão, em Mariana. *Boletim informativo Sociedade Brasileira de Ciência do Solo*, v. 42, n. 1, 2016.

SCHULTZ, P. Wesley. Conservation means behavior. *Conservation biology*, v. 25, n. 6, p. 1080-1083, 2011.

SIEGEL, Sidney; JR., N. J C. Estatística não-paramétrica para ciências do comportamento. Grupo A, 2006. E-book. ISBN 9788536313580. Disponível em: <https://integrada.minhabiblioteca.com.br/#/books/9788536313580/>. Acesso em: 19 jun. 2023.

SILVA, G. P., FONTES, M. P. F., DA COSTA, L. M., DE BARROS, N. F. Caracterização química, física e mineralógica de estéreis e rejeito da mineração de ferro da Mina de Alegria, Mariana-MG. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 36, n. 1, p. 45-52, 2006.

SODRÉ, Fernando Fabríz. Fontes Difusas de Poluição da Água: Características e métodos de controle. *Agricultura*, v. 1, n. 2o, p. 3o, 2012

TAPIA-FONLLEM, Cesar; CORRAL-VERDUGO, Victor; FRAIJO-SING, Blanca. Sustainable behavior and quality of life. Handbook of environmental psychology and quality of life research, p. 173-184, 2017.

TYAGI, S.; SHARMA, B.; SINGH, P.; DOBHAL, R. Water quality assessment in terms of water quality index. American Journal of water resources, v. 1, n. 3, p. 34-38, 2013.

UNITED NATIONS. Conferência da ONU sobre Água: Acelerando ação para futuro sustentável. Disponível em: <https://brasil.un.org/pt-br/218239-confer%C3%A2ncia-da-onu-sobre-%C3%A1gua-acelerando-a%C3%A7%C3%A3o-para-futuro-sustent%C3%A1vel>. Acesso em: 7 de jul. 2023.

VIEIRA, E. G.; REZENDE, E. N.. Exploração de areia em um ambiente ecologicamente equilibrado: é possível conciliar?. Sustentabilidade em Debate, Brasília, v.6, n.2, p.171-1992, 2015. DOI: <http://doi.org/10.18472/SustDeb.v6n2.2015.10795>

WICKHAM H. `stringr`: Simple, Consistent Wrappers for Common String Operations. R package version 1.5.0. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=stringr>. 2022.

WICKHAM H, BRYAN J. `readxl`: Read Excel Files. R package version 1.4.1. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=readxl>. 2022.

WICKHAM H, FRANÇOIS R, HENRY L, MÜLLER K, VAUGHAN D. `dplyr`: A Grammar of Data Manipulation. R package version 1.1.0. Disponível em: <https://CRAN.R-project.org/package=dplyr>. 2023.

WRIGHT, C. R. A Water Quality Index for Agricultural Streams in Alberta: The Alberta Agricultural Water Quality Index (AAWQI). Alberta Agriculture, Food and Rural Development, 1999.